

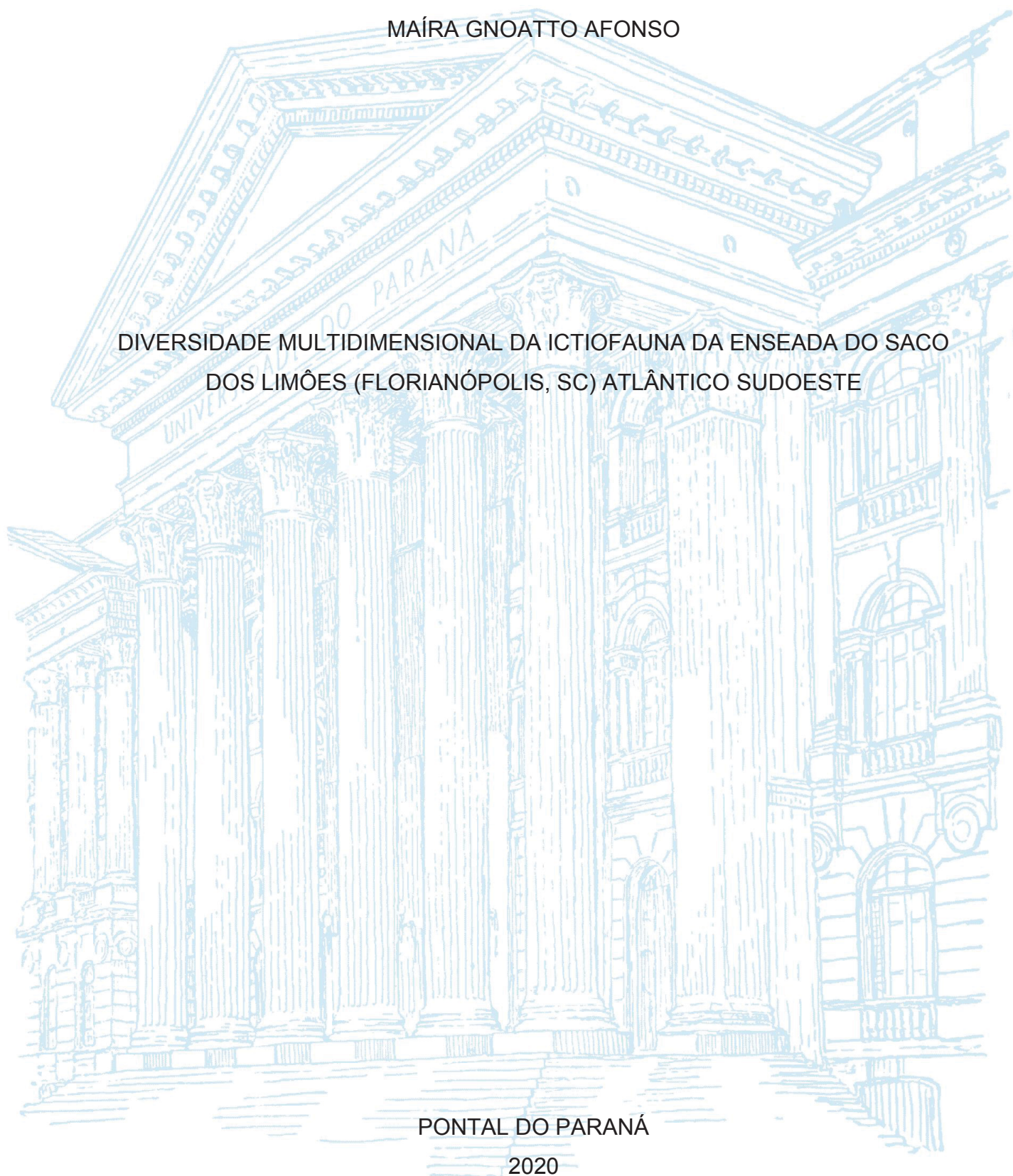
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MAÍRA GNOATTO AFONSO

DIVERSIDADE MULTIDIMENSIONAL DA ICTIOFAUNA DA ENSEADA DO SACO  
DOS LIMÕES (FLORIANÓPOLIS, SC) ATLÂNTICO SUDOESTE

PONTAL DO PARANÁ

2020



MAÍRA GNOATTO AFONSO

DIVERSIDADE MULTIDIMENSIONAL DA ICTIOFAUNA DA ENSEADA DO SACO  
DOS LIMÕES (FLORIANÓPOLIS, SC) ATLÂNTICO SUDOESTE

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em  
Sistemas Costeiros e Oceânicos, Setor de  
Ciências da Terra, Universidade Federal do  
Paraná, como requisito parcial à obtenção do título  
de Doutora em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Ricardo Schwingel

PONTAL DO PARANÁ

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE:  
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar  
Fernanda Pigozzi – CRB 9/1151

A66d Afonso, Maíra Gnoatto  
Diversidade multidimensional da ictiofauna da Enseada do Saco dos Limões (Florianópolis, Santa Catarina) – Sudeste Atlântico. / Maíra Gnoatto Afonso. – Pontal do Paraná, 2020.

119 f.: il.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach.

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Ricardo Schwingel.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor Reitoria, Universidade Federal do Paraná.

1. Peixes. 2. Ambiente costeiro. 3. Águas de transição. 4. Variação temporal. 5. Impacto antrópico. I. Título. II. Spach, Henry Louis. III. Schwingel, Paulo Ricardo. IV. Universidade Federal do Paraná.

CDD 597.17





MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
REITORIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEIROS  
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **MAIRA GNOATTO AFONSO** intitulada: **DIVERSIDADE MULTIDIMENSIONAL DA ICTIOFAUNA DA ENSEADA DO SACO DOS LIMÕES (FLORIANÓPOLIS, SC) ATLÂNTICO SUDOESTE**, sob orientação do Prof. Dr. HENRY LOUIS SPACH, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **REPROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 19 de Março de 2020.

Assinatura Eletrônica

17/04/2020 15:32:31.0

PAULO RICARDO SCHWINGEL

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

17/04/2020 13:38:33.0

MAURÍCIO DE CASTRO ROBERT

Avaliador Externo (FACULDADE ANCHIETA DE ENSINO SUPERIOR  
DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/04/2020 11:00:39.0

HENRY LOUIS SPACH

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

07/04/2020 16:07:21.0

MATHEUS OLIVEIRA FREITAS

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

14/04/2020 16:42:56.0

FELIPPE ALEXANDRE LISBOA DE MIRANDA DAROS

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

A Deus.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus pelo reencontro e por toda orientação, paz e sabedoria dada neste período de doutoramento.

Agradeço à Capes pela concessão da bolsa de estudos.

Aos meus orientadores, que viabilizaram a utilização dos dados para a construção desta tese iniciada apenas no segundo ano de Doutorado. Ao prof. Henry, por me receber tão bem em uma fase que eu estava despedaçada. E ao prof. Paulo, por seu incentivo em meu texto e suas colaborações grandiosas.

Aos coautores dos artigos, André Cattani e Lorraine Cavalcante, pelas colaborações e análises estatísticas. Bem como agradeço a todas as pessoas que eu não conheço, mas que estiveram envolvidas na coleta de dados e identificação dos peixes.

Aos coordenadores do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Renata Nagai e César Martins, porque dentro de suas possibilidades e capacidades, compreenderam a situação de assédio moral e sexual que sofri durante o primeiro ano de doutorado e me incentivaram a começar um novo projeto com um novo orientador.

A todos os amigos que me apoiaram e me incentivaram a perseverar nos momentos difíceis: Isabela Neves, Caroline Baumer, Ana Clara Giraldi, Deia Veiga, Dada Jinanananda, José Milton Andriguetto, Isabeli Mesquita, Giovanna Barreto, Rafael Olímpio, Karen Bés, Luis Fernando Fávaro e especialmente ao meu querido sócio e melhor amigo, Roni Mendes.

Aos meus pais, que me deram a vida e todas as condições para meu crescimento pessoal e profissional.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, mesmo que de forma indireta, nos momentos de descontração e alegria. Tudo é uma troca.

*A única maneira de avançar é extrair a voz da palavra, extrair o ato da intenção,  
extrair o amor do apego e o desejo de seu objeto imaginário.*

– Alejandro Jodorowsky

## RESUMO

A ocupação da fauna em um ecossistema é moldada por múltiplos fatores que atuam em sinergia em escalas espaciais e temporais. Em ecossistemas costeiros, as comunidades oscilam conforme as flutuações nas condições ambientais como ciclo de marés, ação eólica e pluviosidade. Devido à alta variabilidade ambiental os padrões de distribuição e estrutura nas assembleias de peixes costeiros estão em constante variação. Assim, a resiliência dos peixes nesses ambientes se evidencia por serem adaptados a constante estresse natural. Mas além disso, esses animais estão expostos às intervenções antropogênicas no ambiente costeiro, como supressão de hábitat e poluição. A enseada do Saco dos Limões (Florianópolis – Santa Catarina) foi alterada em toda sua orla leste em função da construção de uma rodovia, com início no ano de 1996. Devido ao grande impacto ambiental desta obra, foi realizado um monitoramento ambiental da área ao longo de 10 anos. A partir dos dados obtidos nesse monitoramento foi possível testar a hipótese de que, devido a sua resiliência, a diversidade de peixes da enseada se manteve estável durante o período amostrado, mesmo sendo exposta à alterações ocasionadas por fatores naturais e antrópicos. Esta tese apresenta a variação interanual da diversidade de peixes no local após o impacto em quatro capítulos. No primeiro capítulo, a partir das métricas de riqueza, abundância e biomassa, a variação na estrutura da comunidade foi avaliada ao longo de cinco anos. O segundo capítulo contempla a variação temporal da diversidade taxonômica e funcional, indicando quais as espécies, famílias e guildas compõe a comunidade e se o número e a composição destas se alteram temporalmente. A variação temporal da diversidade beta é tema do terceiro capítulo, com o objetivo de verificar se ocorreu homogeneização ou heterogeneização da assembleia ao longo do tempo. O quarto capítulo apresenta os padrões de co-ocorrência das espécies ao longo dos anos amostrados. Conclui-se que o impacto da construção da rodovia na margem da enseada acarretou em perda de diversidade dos peixes, verificada principalmente no ano de 1997. Nos anos seguintes, as flutuações observadas tenderam à homogeneização da assembleia de peixes. Mas a semelhança entre os anos avaliados quanto a composição de espécies, o uso da enseada como área de berçário pelas espécies dominantes, a manutenção das características funcionais e a ausência de interações competitivas entre as espécies são indícios da resiliência da assembleia de peixes ao impacto.

Palavras-chave: Peixes, Ambiente costeiro, Águas de transição, Impacto antrópico, Variação temporal.



## **ABSTRACT**

The occupation of fauna in an ecosystem is shaped by multiple factors that act in synergy on spatial and temporal scales. In coastal ecosystems, communities fluctuate according to fluctuations in environmental conditions such as the tidal cycle, wind action and rainfall. Due to the high environmental variability, the distribution and structure patterns in coastal fish assemblages are in constant variation. Thus, the resilience of fish in these environments is evidenced by being adapted to constant natural stress. But in addition, these animals are exposed to anthropogenic interventions in the coastal environment, such as habitat suppression and pollution. The Saco dos Limões cove (Florianópolis - Santa Catarina) was altered in all its east border due to the construction of a highway, beginning in 1996. Due to the great environmental impact of this work, an environmental monitoring of the area was carried out at over 10 years. From the data obtained in this monitoring, it was possible to test the hypothesis that, due to its resilience, the diversity of fish in the cove remained stable during the sampled period, even though it was exposed to alterations caused by natural and anthropic factors. This thesis presents the interannual variation of the diversity of fish in the place after the impact in four chapters. In the first chapter, based on the metrics of wealth, abundance and biomass, the variation in the structure of the community was assessed over five years. The second chapter contemplates the temporal variation of taxonomic and functional diversity, indicating which species, families and guilds make up the community and whether the number and composition of these changes in time. The temporal variation of beta diversity is the subject of the third chapter, with the aim of verifying whether the assembly has homogenized or heterogeneized over time. The fourth chapter presents the species co-occurrence patterns over the sampled years. It is concluded that the impact of the construction of the highway on the shore of the cove resulted in loss of fish diversity, verified mainly in 1997. In the following years, the observed fluctuations tended to homogenize the fish assembly. But the similarity between the years evaluated in terms of species composition, the use of the cove as a nursery area by dominant species, the maintenance of functional characteristics and the absence of competitive interactions between species are indications of the resilience of the fish assemblage to the impact..

**Keywords:** Fishes, Coastal environment, Transitional waters, Anthropic impact, Temporal variation.

## SUMÁRIO

1. HIGHLIGHTS .....	3
2. RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL .....	3
3. INTRODUÇÃO GERAL .....	3

<b>VARIAÇÃO TEMPORAL NA COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA DA FAUNA DE PEIXES APÓS IMPACTO EM ÁGUA TRANSICIONAIS SUBTROPICAIS .....</b>	<b>11</b>
INTRODUÇÃO .....	12
MATERIAL E MÉTODOS.....	13
RESULTADOS.....	17
DISCUSSÃO .....	38
AGRADECIMENTOS .....	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	43
Anexo I – As famílias, espécies, abundância e peso amostradas por ano. ....	49

<b>ANÁLISE INTERANUAL DE GRUPOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE PEIXES EM ÁGUAS TRANSICIONAIS NO LITORAL SUL DO BRASIL.....</b>	<b>54</b>
INTRODUÇÃO .....	55
MATERIAL E MÉTODOS.....	56
RESULTADOS.....	58
DISCUSSÃO .....	67
AGRADECIMENTOS .....	68
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	69

<b>ANÁLISE INTERANUAL DA DIVERSIDADE BETA EM ÁGUAS TRANSICIONAIS NA COSTA DO SUL DO BRASIL.....</b>	<b>72</b>
1 INTRODUCTION .....	72
2. MATERIAL AND METHODS .....	74
3. RESULTS.....	75
4. DISCUSSION .....	77
5. ACKNOWLEDGMENTS .....	79
6. REFERENCES.....	79

<b>CO-OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE PEIXES APÓS DRAGAGEM EM AMBIENTE TRANSICIONAL NO LITORAL SUL DO BRASIL .....</b>	<b>82</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>83</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>85</b>
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>87</b>
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>89</b>
<b>5. AGRADECIMENTOS .....</b>	<b>90</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>91</b>
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>100</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>102</b>

## **1. HIGHLIGHTS**

- Peixes costeiros são resilientes às variações naturais das águas de transição.
- O impacto antrópico no ambiente costeiro perturba a diversidade local
- Análises interanuais revelam como ictiofauna lida com impacto antrópico ambiente costeiro.

## **2. RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL**

Os animais estão adaptados ao ambiente em que vivem. Nas áreas costeiras, os peixes enfrentam diversas mudanças naturais que ocorrem ao longo do dia ou e em períodos maiores, como as marés e as chuvas nas estações do ano. Embora esses animais estejam adaptados a lidar com as constantes variações dos ambientes de transição, estes locais estão cada vez mais sendo degradados pelas atividades humanas. Na enseada do Saco dos Limões em Santa Catarina, por exemplo, uma rodovia foi construída em sua orla. Para isso foi necessário realizar obras de dragagem de areia da própria enseada para o aterro na margem. Como esta construção causaria um grande impacto ambiental, foi realizado um monitoramento dos peixes no local, o qual teve duração de dez anos. Os dados obtidos neste monitoramento foram utilizados neste trabalho com a finalidade de compreender quais as consequências da obra para os peixes, bem como as mudanças na composição das espécies ao longo do tempo. Além disso, devido ao longo período de tempo em que os peixes foram coletados, foi possível testar que: se a comunidade de peixes pode resistir a mudanças naturais no ambiente costeiro, então pode suportar o impacto causado pela construção da rodovia. Os resultados mostraram que algumas espécies de peixes não se mantiveram na enseada após a construção da rodovia. Portanto, conclui-se que foi possível observar o impacto da obra na composição de espécies de peixes, por causa da diminuição da diversidade.

## **3. INTRODUÇÃO GERAL**

As zonas costeiras compreendem uma diversidade de ambientes conhecidos como estuários, deltas, baías, manguezais, lagoas costeiras e salobras (Mclusky & Elliott, 2004; Elliott et al., 2007; Basset et al., 2013). Esses corpos d'água

localizados entre sistemas terrestres e marinhos são chamados de águas de transição (Basset et al., 2013). Uma característica comum das águas de transição é a alta dinâmica de fatores ambientais, onde as condições bióticas e abióticas flutuam constantemente, às quais a fauna local é altamente adaptada (Mclusky & Elliott, 2004; Elliott & Quintino, 2007). Devido à ampla oferta de nutrientes da drenagem continental, estes locais são altamente produtivos (Pihl et al., 1995; Mclusky & Elliott, 2004). Esta produtividade elevada, somada à provisão de habitat (Nagelkerken, 2009), faz destes ambientes berçários e viveiros para espécies aquáticas de importância ecológica, cultural e econômica (Pihl et al., 1995; Sheaves et al., 2014).

Águas de transição fornecem vários serviços ecossistêmicos, como a provisão de recursos pesqueiros, a retenção de contaminantes em seus sedimentos e na fauna filtradora, bem como áreas de alimentação para diversas espécies (Mclusky & Elliott, 2004; Lee et al., 2006; Otero et al., 2006; Elliott & Whitfield, 2011; Barbier et al., 2011). Ao mesmo tempo, os ecossistemas costeiros estão sob crescente pressão antrópica, devido à poluição, superexploração de recursos naturais, urbanização, supressão de habitats e mudanças climáticas (Lotze et al., 2006; Worm et al., 2006; Hughes et al., 2009; Basset et al., 2013). As ameaças à manutenção dos serviços ecossistêmicos dos ambientes costeiros apontam para a urgência na compreensão de seu funcionamento, a fim de que sejam gerenciados e protegidos para as futuras gerações (Lotze et al., 2006; Sheaves et al., 2014).

Os ambientes costeiros se caracterizam por complexas interações ecológicas e dinâmicas de recursos (Sheaves et al., 2014), suportando alta rotatividade taxonômica (Basset et al., 2013). Estes ecossistemas são estressados naturalmente, devido à alta variabilidade ambiental, e ao mesmo tempo, são expostos a altos graus de estresse antropogênico (Elliott & Quintino, 2007). A biota presente nesses sistemas costeiros é bem adaptada ao estresse ambiental inerente e por isso esses ecossistemas são considerados resilientes (Elliott & Quintino, 2007). Resiliência pode ser definida pela tendência das funções ecossistêmicas permanecerem estáveis diante de uma perturbação ou pela tendência de retornar rapidamente ao estado de equilíbrio (Pimm, 1984; Oliver et al. 2015). Resistência e recuperação são aspectos diferentes e complementares de resiliência, que podem ser confundidos dependendo do período em

que o sistema é observado (i.e. recuperação muito rápida pode parecer resistência) (Oliver et al. 2015). Entretanto, as semelhanças entre as características do estresse natural e antropogênico nos ambientes costeiros dificultam a detecção de perturbações ambientais (Elliott & Quintino, 2007). Os peixes são considerados indicadores de qualidade ambiental (Whitfield & Elliott 2002) e estudos de longo prazo sobre comunidades ícticas nesses ambientes podem fornecer dados para o exame da resiliência do ecossistema perante perturbações.

Para avaliar as perturbações, é essencial definir quais os atributos utilizados, como é o caso de classificações que indiquem a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas (Whitfield & Elliott, 2002; Mclusky & Elliott, 2004; Sheaves et al., 2014). A descrição e classificação das comunidades biológicas combinam três conjuntos de atributos para a estrutura e o funcionamento, i.e. entidades baseadas em taxonomia, tamanho e/ou biomassa dos indivíduos e atributos funcionais (Elliott et al., 2007). As mudanças na biodiversidade são geralmente avaliadas usando índices baseados na composição de espécies e abundância, os quais fornecem uma visão incompleta da biodiversidade, pois desconsideram seu caráter multidimensional (Cianciaruso et al., 2009). Ao avaliar mudanças na biodiversidade é necessária uma abordagem multifacetada, considerando o papel de cada espécie nas respostas da comunidade às mudanças ambientais (Villéger et al., 2010).

A heterogeneidade e abundância da ictiofauna em águas transicionais têm recebido atenção dos cientistas pesqueiros devido ao grande número de espécies comercialmente importantes que dependem desses ambientes em parte de seu ciclo de vida (Blaber et al., 2000). Em adição, diversos estudos apontam também para sua importância ecológica, padrões de variação temporal e relações com os tipos de habitat e condições físico-químicas (Whitfield & Elliott, 2002; Mclusky & Elliott, 2004; Otero et al., 2006; Barletta & Blaber, 2007; Carvalho et al., 2012; Potter et al., 2015). Nesses locais, predominam espécies oportunistas capazes de suportar peculiaridades ambientais (e.g. altas variações de salinidade), as quais têm origem em rios e oceano adjacentes (Basset et al., 2013). De fato, poucas espécies são exclusivas de águas de transição (Whitfield & Elliott, 2002).



Estudos sobre ictiofauna em águas transicionais geralmente abordam variações espaciais e temporais em relação à heterogeneidade ambiental. Em revisão sobre peixes demersais de diversos estuários brasileiros, Andrade-Tubino et al. (2008) investigaram padrões de estratégias de vida, distribuição e características ecológicas e de comportamento das espécies. De acordo com este estudo, a maioria das espécies tem preferência por águas salinas, sendo que a composição ictiofaunística varia sazonalmente em função das descargas fluviais, as quais influenciam a salinidade nos estuários (Andrade-Tubino et al., 2008).

Enquanto a salinidade influencia a riqueza de espécies, a temperatura da água influi sobre a abundância dessas (Blaber et al., 2000). Desse modo, estuários em regiões temperadas e subtropicais apresentam maior abundância na primavera e verão, devido aos padrões anuais de temperatura, enquanto que em sistemas tropicais, cuja temperatura é mais constante, a abundância varia de acordo com a salinidade (Nordlie, 2003; Barletta et al., 2005).

Na região Sul do Brasil, a pluviosidade é fator abiótico determinante na estruturação das comunidades. De acordo com Garcia & Vieira, (2001), após o El Niño de 1997-1998 houve o aumento das espécies de água doce e o baixo recrutamento das marinhas na Lagoa dos Patos. O fenômeno El Niño pode provocar excesso de chuvas e aumento da descarga continental, acarretando alterações nos padrões de salinidade e circulação nos estuários da região Sul do Brasil (Garcia & Vieira, 2001). Assim, numa escala temporal longa, relatam os autores, a dinâmica populacional e a estrutura das assembleias de peixes devem ser interpretadas em associação aos efeitos hidrológicos ocasionados por este fenômeno climático.

Apesar dos padrões de distribuição e estrutura nas assembleias de peixes variarem de acordo com as flutuações nas condições ambientais, é necessário determinar e quantificar os efeitos desses parâmetros na variação espaço-temporal, pois estes fatores interagem de forma diferenciada em cada local (Blaber, 2002). No entendimento das características que moldam a ocupação dos ecossistemas é fundamental ter em conta a escala temporal na descrição de uma comunidade. Em águas de transição, as comunidades oscilam conforme as variações ambientais em escalas temporais curtas (e.g. ciclo de marés e ação eólica) ou longas (e.g. regime

pluviométrico de uma estação), sendo que variações interanuais da ictiofauna são pouco conhecidas.

Na costa oeste da Ilha de Santa Catarina (Brasil), localiza-se a enseada do Saco dos Limões, ambiente raso e de baixa dinâmica, com aproximadamente 7 km<sup>2</sup>. Em sua porção sul, está localizada a Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé, uma região de baixios e manguezal cujas profundidades não são superiores a 1 m, enquanto que ao norte, as maiores profundidades não ultrapassam os 12 m (Schettini & Santos, 2002). O fundo arenolodoso é formado por fragmento de conchas devido à grande concentração de moluscos bivalves (Schettini & Santos, 2002). O ambiente inclui a Ilha das Vinhas ao norte e o manguezal do Rio Tavares, entre outros estuários menores ao sul (Schettini et al., 2000). Na porção terrestre, a leste, é intensa e crescente a urbanização, sendo a orla utilizada para atividades de lazer, turismo, pesca, criação e comercialização de moluscos, gerando alimento e renda para uma parcela significativa da população local (Freitas Júnior, 2008).

A morfologia da enseada do Saco dos Limões foi significativamente alterada em toda sua orla leste em função dos problemas de tráfego na cidade de Florianópolis (Figuras 1, 2 e 3). Em 1995, o governo do Estado de Santa Catarina iniciou a construção da Via Expressa SC-Sul, às margens da enseada (Schettini et al., 2000). Para a construção de um aterro de 15,9 km de extensão (Figura 2), a obra retirou  $8,5 \times 10^6$  m<sup>3</sup> de sedimentos arenosos da própria enseada (Correa, 2018). A duração total da construção da rodovia foi de 1995 a 2004, sendo que as atividades de dragagem e aterro tiveram início em agosto de 1996 e terminaram em fevereiro de 1997 (Veado & Resgalla, 2005; Correa, 2018). Devido ao grande impacto ambiental desta obra, a partir de 1996 foi realizado um monitoramento ambiental da área (Veado & Resgalla, 2005; UNIVALI/CTTMar, 2012).

FIGURA 1. VISTA AÉREA DA ENSEADA DO SACO DOS LIMÕES, BAÍA SUL, ANTES DO INÍCIO DOS SERVIÇOS DE DRAGAGEM.



Fonte: Grando (1998).

FIGURA 2. FOTOGRAFIA DO ATERRO REALIZADO PARA A CONSTRUÇÃO DA VIA EXPRESSA SC-SUL, ÀS MARGENS DA ENSEADA DO SACO DOS LIMÕES, BAÍA SUL, SANTA CATARINA, BRASIL.



Fonte: Trindade (2000).



FIGURA 3. FOTOGRAFIA DA VIA EXPRESSA SC-SUL CONCLUÍDA COM VISÃO DA RESERVA EXTRATIVISTA MARINHA DO PIRAJUBAÉ NA PORÇÃO SUPERIOR DA IMAGEM.



Fonte: <http://fragmentos-do-tempo.blogspot.com/2008/10/imagens-avulsas-2.html>.

A dragagem e o aterro no Saco dos Limões acarretaram em alterações na hidrodinâmica da enseada, que sofreu alterações físicas importantes (e.g. diminuição da área e aumento da profundidade média) (Veado & Resgalla, 2005). Isso provocou uma maior circulação da água marinha adjacente, sendo observada a substituição do zooplâncton estuarino por marinho costeiro (Veado & Resgalla, 2005). As atividades da obra também provocaram aumento da concentração do material em suspensão na coluna d'água, provocando desequilíbrio na cadeia trófica local. Em 1997, por exemplo, foram verificadas baixas densidades de organismos da base de cadeia trófica como os copépodos *Acartia tonsa* e *A. lilljeborgi*, típicos de regiões estuarinas e costeiras (Resgalla Jr., 2001).

No que se refere à fauna de peixes, Cartagena et al. (2011) não encontraram diferenças significativas de composição em diferentes pontos amostrais, ou seja, a ocorrência espacial das espécies não seguiu um padrão. Quanto à variação temporal da ictiofauna na enseada do Saco dos Limões, foram observadas diferenças significativas nos índices de diversidade entre os meses, no período de fevereiro de 2001 a dezembro de 2002, mas não entre os anos (Cartagena et al. 2014). Entretanto,

tendo-se comparado dados de apenas dois anos, a autora sugere que seja analisada uma série temporal mais ampla, com outras métricas, para elucidar a causa das variações observadas (Cartagena et al. 2014).

Os dados oriundos do monitoramento ambiental utilizados no presente estudo permitem investigar a variação da comunidade de peixes na enseada do Saco dos Limões em uma escala temporal mais ampla do que as normalmente utilizadas em estudos de ictiofauna no Brasil. Tendo em vista o impacto causado pela obra de aterro para construção da Via Expressa SC-Sul na enseada e a importância ecológica e econômica da ictiofauna, faz-se necessário identificar a variação espaço-temporal da comunidade de peixes da região e caracterizar a estrutura populacional das espécies, determinando suas flutuações ao longo dos anos. Considerando que o ecossistema costeiro pode resistir ou se recuperar rapidamente de perturbações ambientais, então a estrutura da assembleia deve se manter estável durante longos períodos, mesmo sendo exposta à alterações ocasionadas por fatores naturais e antrópicos. Esse conhecimento pode ser utilizado como instrumento de auxílio ao manejo desse ecossistema, servindo como importante ferramenta na tomada de decisões.

A presente tese tem como objetivo avaliar a variação temporal da diversidade de peixes durante o impacto da obra da Via-Expressa SC-Sul considerando diferentes métricas de biodiversidade, entre os anos 1997 e 2003. Este trabalho apresenta-se em quatro capítulos em formato de artigo seguidos de conclusão geral e de todas as referências bibliográficas utilizadas. O primeiro artigo da tese apresenta a variação na estrutura da comunidade ao longo de cinco anos utilizando métricas comuns de diversidade (como riqueza de espécies, abundância e biomassa). O segundo artigo investiga a variação temporal da diversidade taxonômica e funcional, indicando quais as espécies, famílias e guildas compõe a comunidade, bem como alterações temporais no número e composição destas. No terceiro artigo, a variação temporal da ictiofauna na enseada do Saco dos Limões é medida através da diversidade beta, com o objetivo de verificar a ocorrência de homogeneização ou heterogeneização da assembleia ao longo do tempo e mudanças da comunidade por meio de variação ou substituição de espécies. O quarto artigo investiga padrões de co-ocorrência das espécies locais ao longo dos anos amostrados.

1 TEMPORAL VARIATION IN COMPOSITION, ABUNDANCE AND BIOMASS OF FISH  
2 FAUNA AFTER IMPACT ON SUBTROPICAL TRANSITIONAL WATER

3  
4 **VARIAÇÃO TEMPORAL NA COMPOSIÇÃO, ABUNDÂNCIA E BIOMASSA DA**  
5 **FAUNA DE PEIXES APÓS IMPACTO EM ÁGUA TRANSICIONAIS SUBTROPICAIS**  
6

7 **Revista pretendida:** Journal of Marine Biological Association of United Kingdom\*.  
8 ISSN (0025-3154). Fator de impacto 1.578 Qualis CAPES B1

9 \*Artigo formatado de acordo com as normas da revista.

10 Maíra G. Afonso<sup>1</sup>, André P. Cattani<sup>1</sup>, Schwingel, Ricardo P.<sup>2</sup>, Spach, Henry L.<sup>1\*</sup>

11  
12 1 Universidade Federal do Paraná - Centro de Estudos do Mar, Avenida Beira Mar, s/n,  
13 Pontal do Sul, CEP - 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

14 2 Universidade do Vale do Itajaí - Escola do Mar, Ciência e Tecnologia, Rua Uruguai,  
15 458, CEP 88302-901, Itajaí, SC, Brazil.

16 \*Corresponding author:henry@ufpr.br

17 **Resumo**

18 As águas de transição se caracterizam por alta variação de salinidade, de temperatura,  
19 de turbidez, alta diversidade de habitats, entre outros fatores que estão em constante  
20 variação ao longo do tempo. A distribuição da biota nesses ambientes é condicionada a  
21 essas variações naturais e também por ação antrópica. O objetivo deste estudo foi  
22 analisar a dinâmica temporal da ictiofauna da enseada do Saco dos Limões, Santa  
23 Catarina, Brasil, após a construção de rodovia na margem. A comunidade de peixes foi  
24 avaliada ao longo de cinco anos pela variação anual e mensal da riqueza de espécie,  
25 número de indivíduos e biomassa. Um total de 17993 indivíduos foi coletado,  
26 distribuídos em 33 famílias, 59 gêneros e 78 espécies. Os anos avaliados são muito  
27 semelhantes entre si quanto à composição de espécies. Os descritores da comunidade  
28 variaram ao longo do tempo, mas não apresentaram tendência sazonal. Em todos os  
29 anos a abundância foi superior à biomassa, indicando tanto a perturbação quanto a  
30 função ecossistêmica de berçário da área estudada. Isso foi corroborado pela grande  
31 quantidade capturada de jovens das espécies dominantes (*Genidens genidens*,  
32 *Eucinostomus gula* e *E. argenteus*).

33 **Palavras-chave:** Ictiofauna, riqueza de espécies, diversidade, dinâmica temporal,  
34 ambiente costeiro



## Abstract

Transitional waters are characterized by high variation in salinity, temperature, turbidity, among other factors that are constantly changing over time. The distribution of biota in these environments is conditioned by these natural variations and also by anthropic action. The objective of this study was to analyze the temporal dynamics of the ichthyofauna of the Saco dos Limões cove, Santa Catarina, Brazil, after the construction of a highway. The fish community was evaluated over five years by annual and monthly variation of species richness, number of individuals and biomass. A total of 17993 individuals were collected, distributed in 33 families, 59 genera and 79 species. The evaluated years are very similar to each other in species composition. Community descriptors varied over time, but did not show seasonal trends. In all years, abundance was higher than biomass, indicating both the disturbance and the ecosystem function of the nursery in the studied area. This was corroborated by the large number of juveniles of the dominant species (*Genidens genidens*, *Eucinostomus gula* and *E. argenteus*).

**Keywords:** Ichthyofauna, species richness, diversity, temporal dynamics, coastal environment.

## INTRODUÇÃO

No estudo das características que moldam a ocupação dos ecossistemas é fundamental considerar a escala temporal na descrição da comunidade. Estudos sobre ictiofauna em ambientes costeiros no Brasil costumam abordar as variações espaciais e temporais em relação à heterogeneidade ambiental (Andrade-Tubino *et al.* 2008). Em Santa Catarina, o monitoramento ambiental realizado para a obra de construção da Via Expressa SC-Sul nas margens da enseada do Saco dos Limões gerou uma extensa série de dados sobre a ictiofauna da região ao longo dos anos.

Ambientes costeiros, como estuários, deltas, baías, manguezais e lagoas costeiras, são corpos d'água intermediários entre os sistemas de água doce e marinhos que se caracterizam pela alta dinâmica de fatores ambientais (Mclusky & Elliott, 2004; Elliott *et al.*, 2007; Basset *et al.*, 2013). Estes ecossistemas são altamente produtivos e reconhecidos como berçários e criadouros para espécies de interesse comercial (Pihl *et al.*, 1995; Mclusky & Elliott, 2004; Sheaves *et al.*, 2014). Além dos recursos pesqueiros, os ambientes costeiros fornecem vários outros serviços ecossistêmicos, como proteção da costa, serviços de filtragem e desintoxicação fornecidos por organismos filtradores e vegetação submersa, bem como locais para turismo (Mclusky & Elliott, 2004; Worm *et al.*, 2006; Lee *et al.*, 2006; Otero *et al.*, 2006; Elliott & Whitfield,

2011; Barbier *et al.* 2011). Apesar disso, estes ambientes estão sob crescente ameaça antrópica, devido a poluição, superexploração de recursos, aceleração da urbanização, supressão de habitats e alterações na dinâmica hidrológica e na distribuição dos organismos no espaço e tempo (Lee *et al.*, 2006, Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2009; Bevilacqua *et al.* 2012, Basset *et al.*, 2013).

A distribuição da biota nesses ecossistemas é determinada pela dinâmica das condições ambientais, que variam em escalas temporais curtas (como ciclo de marés e ação eólica) ou longas (como o regime pluviométrico de uma estação), sendo que variações interanuais da ictiofauna são pouco conhecidas. As relações das assembleias de peixes com as condições ambientais nos ecossistemas costeiros foram investigadas em diversos estudos (Whitfield & Elliott, 2002; Mclusky & Elliott, 2004; Otero *et al.*, 2006; Barletta & Blaber, 2007; Carvalho *et al.*, 2012; Potter *et al.*, 2015). Esses estudos revelam que os peixes são fundamentais para a compreensão da ecologia do ecossistema, sendo considerados indicadores ambientais (Whitfield & Elliott, 2002; Asha *et al.*, 2015).

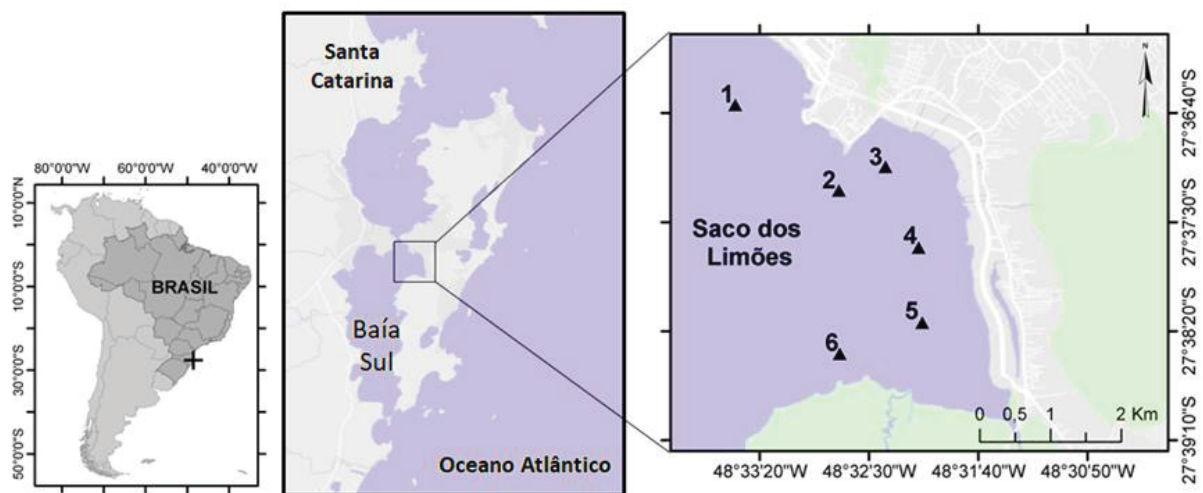
A dragagem e o aterro no Saco dos Limões acarretaram em alterações na hidrodinâmica da enseada, que sofreu alterações físicas importantes, como diminuição da sua área e aumento da profundidade média, acarretando em maior circulação da água marinha adjacente (Veado & Resgalla, 2005). Dado que tais impactos antrópicos alteraram as características ambientais, as quais tem importante papel na estruturação das assembleias de peixes, então se espera identificar diferenças temporais nos descritores quantitativos da comunidade de peixes na enseada do Saco dos Limões, tais como a abundância, riqueza e peso, ao longo dos anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo (Figura 1) é uma rasa enseada (2-8 m) chamada Saco dos Limões, localizada entre a Ilha de Santa Catarina e o continente, na margem leste da Baía Sul. Este ambiente se caracteriza por baixa energia hidrodinâmica, fundo areno-

lamoso e produtividade biológica elevada, gerada pelo aporte continental do Rio Tavares (Souza-Conceição & Schwingel, 2011). No período de agosto de 1996 a fevereiro de 1997, a margem da enseada foi aterrada para a construção de uma rodovia (Veado & Resgalla, 2005). Para o aterro, foram dragados sedimentos da própria enseada. Como parte do licenciamento ambiental da obra, foi realizado um monitoramento ambiental da área em seis pontos amostrais (Figura 1) que se estendeu até 2008 (Veado & Resgalla, 2005; UNIVALI/CTTMar, 2012) e do qual se originam os dados utilizados para este estudo.



**Fig. 1.** Localização dos pontos amostrais (1 a 6) na enseada do Saco dos Limões - Baía Sul (Santa Catarina - Brasil).

### Coleta de dados

Apesar da amostragem da ictiofauna ter sido realizada entre 1996 e 2008, apenas foram utilizados os dados dos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003, por estarem padronizados, sendo que nestes anos as coletas foram realizadas sempre nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro. As coletas foram realizadas com dois arrastos simultâneos. O esforço de pesca teve duração de 10 minutos com redes de arrasto de portas com 4,5 m de comprimento total, 7,5 m de tralha superior e 9 m de tralha inferior e malhas de 12 a 14 mm medidos entre nós opostos. A despesca das duas redes arrastadas simultaneamente foi considerada

como uma amostra. Os espécimes capturados foram identificados com base nas chaves taxonômicas de Figueiredo & Menezes (1978, 1980), Fischer (1978) e Menezes & Figueiredo (1980, 1985) e registrados os dados de comprimento total (em milímetros) e de peso (em gramas) de cada indivíduo. A classificação taxonômica e nomenclatura das espécies de peixes foi confirmada por comparação com as informações de Marceniuk et al. (2016), Marceniuk et al. (2018) e Eschmeyer (2020).

### **Análise dos dados**

Para avaliar a suficiência amostral da comunidade de peixes, curvas cumulativas de espécies foram elaboradas para cada ano amostrado. As curvas de riqueza observadas foram comparadas com curvas modeladas, calculada com base no índice de *Jackknife* de primeira ordem (Magurran, 1988).

Para testar se houve diferenças na estrutura da comunidade de peixes ao longo dos cinco anos de amostragem foi definido um modelo linear complexo, o qual consiste em uma equação linear, do tipo  $y=ax+b$ , em que o  $y$  corresponde a variável dependente ou resposta (riqueza, abundância e peso das espécies), e  $x$ , as variáveis independentes (ano e mês). O modelo é complexo porque contempla fatores fixo (ano) e fatores aleatórios (mês).

Para verificar diferenças na abundância, riqueza e peso ao longo dos meses e anos amostrados, foi aplicada uma análise de variância multivariada por meio de permutações (Permanova - Permutational multivariate analysis of variance) (Anderson *et al.*, 2008). A Permanova foi rodada com os dados multivariados de cada variável dependente, transformados em  $\log(x+1)$ . As análises foram rodadas com base na matriz de similaridade calculada pelo índice de Bray-Curtis. Além da avaliação do nível de significância ( $p\text{-valor}<0,05$ ) para cada fator analisado, foi também utilizada a proporção da estimativa dos componentes de variação, para verificar qual fator teve maior importância para as eventuais diferenças significativas encontradas.

Na ocorrência de diferenças significativas nos fatores foi aplicada uma Permanova pareada, que é uma análise similar a um teste *a posteriori*. Devido ao modelo linear aninhado, nas situações em que foram detectadas diferenças

significativas para o mês, as comparações confrontaram meses de um mesmo ano, não havendo comparações de meses de anos diferentes.

Para visualizar as diferenças encontradas na PERMANOVA com os dados quantitativos de abundância e peso, foram realizadas análises canônicas de coordenadas principais (CAP). Essa análise dispõe espacialmente as amostras num gráfico *biplot* por meio de permutação (Anderson et al., 2008). Dentro da análise CAP, correlações de *Spearman* ( $p > 0,45$ ) foram utilizadas para determinar quais espécies (vetores) foram responsáveis pelos agrupamentos em relação aos fatores analisados.

A mesma rotina de análises foi realizada com os dados de abundância (número de indivíduos) e tamanho (comprimento total) das três espécies mais abundantes no ambiente em todo o período amostral. Para a avaliação da ocorrência de indivíduos jovens e adultos dessas espécies na área foram elaborados histogramas de frequência de classes de tamanho, cujos intervalos de classe foram definidos pela regra de Sturges, de acordo com a fórmula:

$$k = 1 + 3,322(\log_{10} n)$$

onde o "k" representa o número de intervalos para cada conjunto de observações e o "n" representa o número de observações. A diferenciação entre indivíduos jovens e adultos foi estabelecida pelo tamanho da primeira maturação de cada espécie. Esses valores foram definidos com base na literatura científica (Mexicano-Cíntora, 1999; Silva et al, 2014; Trindade-Santos & Freire, 2015). As variações da distribuição dos dados de abundancia, riqueza e peso por mês e ano da ictiofauna coletada foram avaliadas a partir de gráficos do tipo boxplot.

Para estimar eventuais distúrbios na comunidade, curvas de k-dominância com os dados de abundância foram elaboradas para comparar os padrões das abundâncias relativas das espécies (Clarke & Warwick, 1994). Diferentemente dos métodos multivariados, curvas de k-dominância podem extrair características universais da estrutura da comunidade e representar níveis de estresse biológico (Clarke & Warwick, 1994). A abundância e a biomassa foram utilizadas para quantificar o estresse ambiental de acordo com o método ABC (*Abundance-Biomass Curves*) e o índice de

estresse W (relação da biomassa/abundância), cujos valores variam entre -1 e 1, onde os valores que se aproximam de -1 indicam grande impacto, próximos a 1 indicam pouco impacto e próximos a 0 impacto moderado (Clarke & Warwick, 1994). Em teoria, em comunidade perturbadas, predominam espécies oportunistas, com ciclo de vida curto e tamanho reduzido do corpo, enquanto que sem distúrbio há uma ocorrência significativa de espécies conservativas, com longo ciclo de vida e grande tamanho do corpo (Clarke & Warwick, 1994).

Todas as análises estatísticas foram executadas no programa PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006), com o pacote da Permanova e os gráficos foram elaborados no software R (R Core Team, 2018), pelo pacote *ggplot*.

## RESULTADOS

### Composição das assembleias de peixes

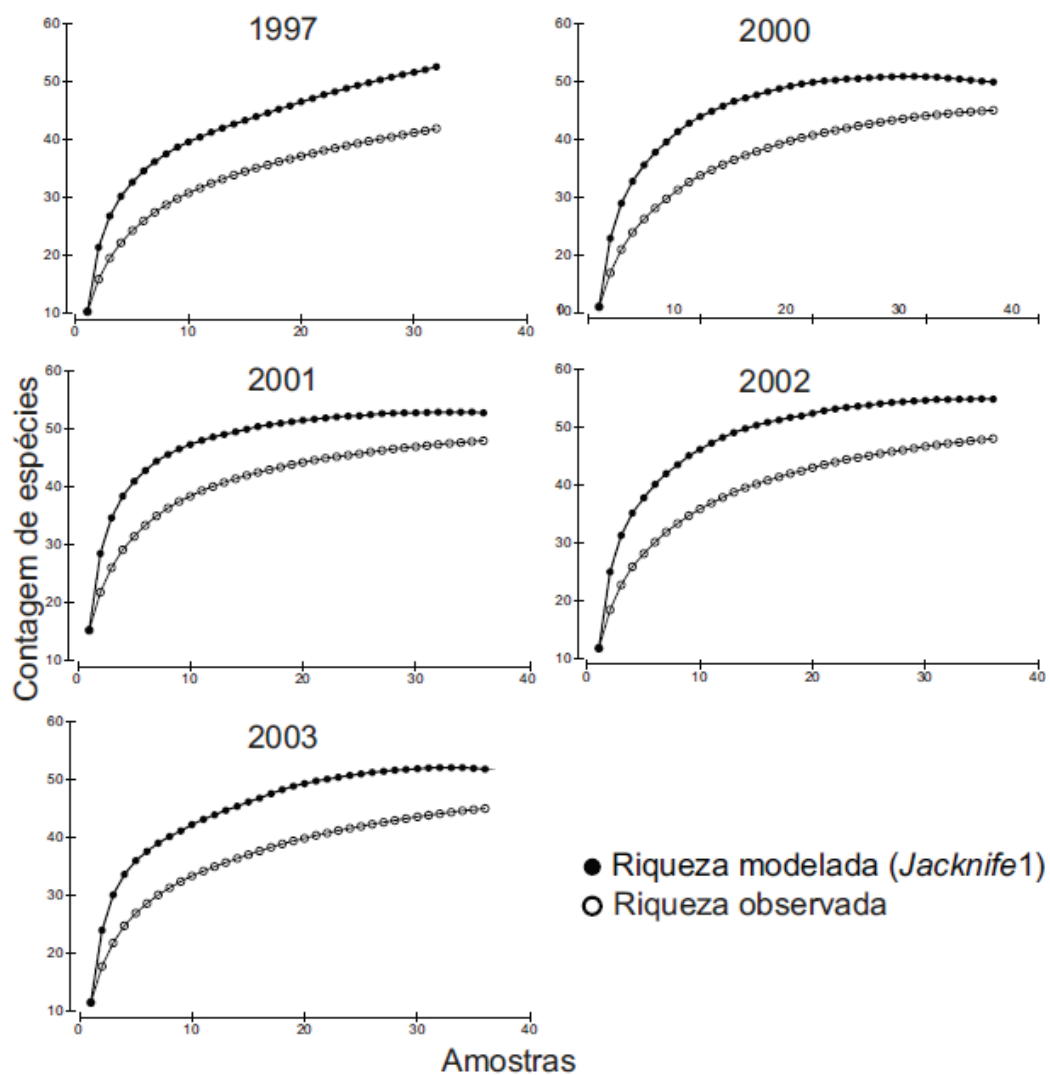
Nos cinco anos de coleta foram capturados 17993 exemplares de 78 espécies de peixes distribuídas em 33 famílias e 59 gêneros. A maioria das espécies esteve presente em mais de um ano, sendo 22 espécies presentes em apenas um ano. Maior riqueza de espécies foi observada nas famílias Sciaenidae (13 espécies), Carangidae (7 espécies), Epinephelidae (6 espécies) e Tetraodontidae (5 espécies) (Anexo I).

Dominaram em número e peso as espécies *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula*, *Eucinostomus argenteus*, *Cetengraulis edentulus* e *Citharichthys spilopterus* (Anexo I). Em cada ano de coleta essas espécies também estiveram entre as que mais contribuíram em número e peso das capturas. As espécies *Micropogonias furnieri* (em 2001), *Diapterus rhombeus* (2002), *Chloroscombrus chysurus* (2003) e em peso de *Mugil curema* (1997), *Archosagus rhomboidalis* (2000, 2001, 2002 e 2003), *Micropogonias furnieri* (2000 e 2001), *Diapterus rhombeus* (2002) e *Sphoeroides testudineus* (2003) também foram numericamente importantes (Anexo I).



## Variação temporal das assembleias de peixes

As curvas cumulativas de espécies demonstraram que para todos os anos a riqueza observada foi inferior da modelada (Figura 2), demonstrando a insuficiência amostral da comunidade de peixes na área de estudo.



**Fig. 2.** Curvas cumulativas de espécies com as amostras coletadas na enseada do Saco dos Limões nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003. As curvas em pontos brancos correspondem à contagem de espécies observada e a curva em pontos preto à contagem de espécies modelada com o índice de *Jackknife* de primeira ordem.

Entre os anos amostrados, a maior abundância foi registrada no ano de 2001 (n=6.166), seguido de 1997 (n=3.378), 2000 (n=3.004), 2003 (n=2.760) e 2002

(n=2.685). Quanto à riqueza de espécies (s), maiores valores absolutos foram registrados nos anos de 2001, 2002 e 2003 (s=50 cada), seguidos por 1997 e 2000 (s=46). Em relação ao peso (p), maior valor ocorreu em 2001 (p=114,90 kg), seguido de 2000 (p=81,94 kg), 2002 (p=57,61 kg), 2003 (p=55,20 kg) e 1997 (p=54,16 kg) (Tabela 1; Anexo I).

Em relação aos meses dentro de cada ano, em 1997 maiores abundâncias foram registradas em junho, no ano de 2000 em abril, 2001 em junho, 2002 em outubro e no ano de 2003 em outubro (Tabela 1). Para riqueza, no ano de 1997 foi registrado maior valor em junho, no ano de 2000 em abril, 2001 em junho, 2002 e 2003 em outubro (Tabela 1). Quanto ao peso, maiores valores totais foram registrados em junho nos anos de 1997, 2000 e 2001 e em outubro nos anos de 2002 e 2003 (Tabela 1).

**Tabela 1.** Síntese descritiva da abundância (n), riqueza (s) e peso (p) total e média ( $\mu$ )  $\pm$  desvio padrão (DP) da ictiofauna coletada nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil.

Ano	Mês	n Total	n ( $\mu \pm DP$ )	s Total	s ( $\mu \pm DP$ )	p(Kg) Total	p(g) ( $\mu \pm DP$ )
1997	Fev	301	50,17 $\pm$ 27,37	24	11,67 $\pm$ 1,97	5,85	19,43 $\pm$ 18,6
	Abr	388	77,6 $\pm$ 62,76	28	10,6 $\pm$ 3,05	3,23	8,33 $\pm$ 11,99
	Jun	1292	215,33 $\pm$ 156,95	31	12,83 $\pm$ 5,46	25,15	19,48 $\pm$ 38,1
	Ago	766	127,67 $\pm$ 52,98	23	10,5 $\pm$ 3,45	11,75	15,35 $\pm$ 25,49
	Out	437	145,67 $\pm$ 67,01	14	10	4,02	9,21 $\pm$ 10,19
	Dez	194	32,33 $\pm$ 14,83	16	6,5 $\pm$ 2,07	4,16	21,43 $\pm$ 26,98
2000	Fev	368	61,33 $\pm$ 39,33	26	10,5 $\pm$ 3,94	9,48	25,77 $\pm$ 33,6
	Abr	788	131,33 $\pm$ 78,14	31	13,83 $\pm$ 6,64	17,47	22,20 $\pm$ 85,24
	Jun	680	113,33 $\pm$ 80,34	25	11,83 $\pm$ 2,64	19,25	28,30 $\pm$ 52,53
	Ago	445	74,16 $\pm$ 25,37	22	10,5 $\pm$ 2,17	16,10	36,17 $\pm$ 39,62
	Out	287	47,83 $\pm$ 23,83	24	10,5 $\pm$ 1,05	9,48	33,02 $\pm$ 56,39
	Dez	436	72,67 $\pm$ 35,58	19	8,83 $\pm$ 2,79	10,17	23,32 $\pm$ 22,44
2001	Fev	1184	197,33 $\pm$ 94,86	32	14,83 $\pm$ 6,43	16,67	14,09 $\pm$ 62,47
	Abr	893	148,83 $\pm$ 82,78	33	16,5 $\pm$ 3,15	19,61	21,98 $\pm$ 40,52
	Jun	1696	282,67 $\pm$ 198,44	36	18 $\pm$ 3,95	25,63	15,11 $\pm$ 19,41
	Ago	1044	174 $\pm$ 116,07	33	15,5 $\pm$ 3,02	23,37	22,39 $\pm$ 61,07
	Out	713	118,83 $\pm$ 71,63	28	13,33 $\pm$ 2,73	15,10	21,18 $\pm$ 28,31
	Dez	636	106 $\pm$ 64,23	26	12,83 $\pm$ 0,75	14,52	22,82 $\pm$ 27,65

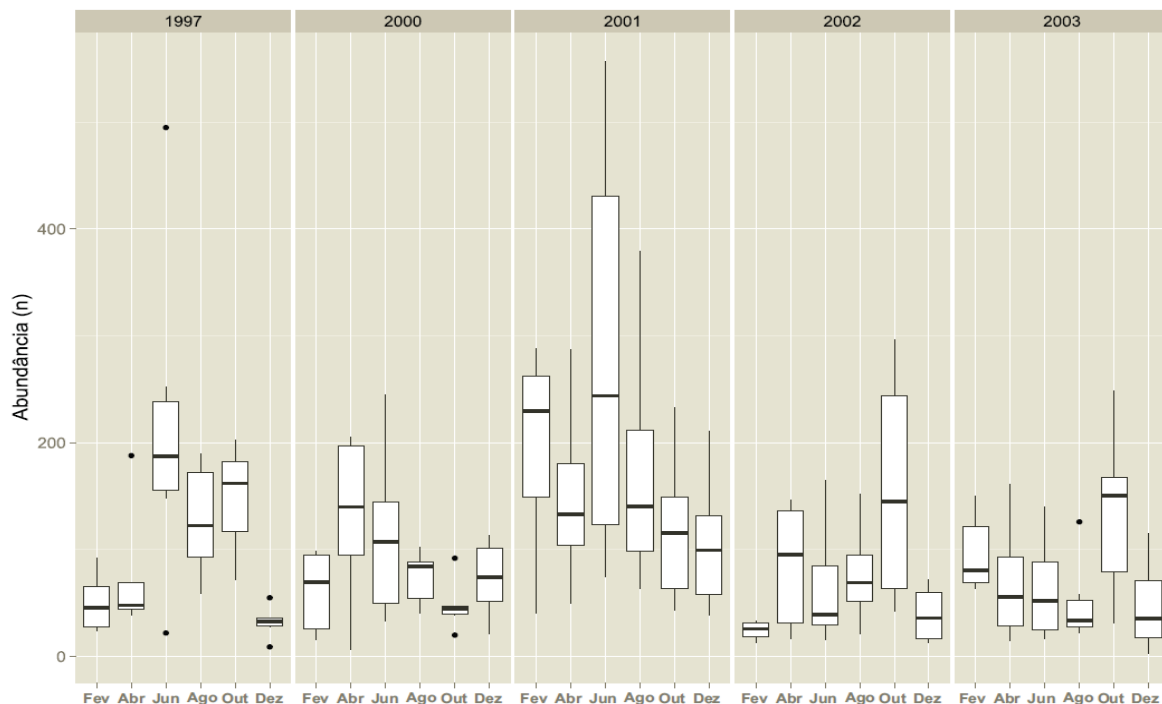
Ano	Mês	n Total	n ( $\mu \pm DP$ )	s Total	s ( $\mu \pm DP$ )	p(Kg) Total	p(g) ( $\mu \pm DP$ )
2002	Fev	148	24,67 $\pm$ 8,31	21	8,33 $\pm$ 2,66	5,30	35,79 $\pm$ 44,03
	Abr	514	85,67 $\pm$ 60,01	32	12,5 $\pm$ 5,54	5,99	11,66 $\pm$ 32,5
	Jun	385	64,17 $\pm$ 57,06	26	10,5 $\pm$ 5,75	7,21	18,72 $\pm$ 30,47
	Ago	461	76,83 $\pm$ 45,56	29	14,5 $\pm$ 1,38	11,44	24,82 $\pm$ 33,7
	Out	942	157 $\pm$ 111,48	40	17,33 $\pm$ 4,03	21,38	22,70 $\pm$ 33,22
	Dez	235	39,17 $\pm$ 25,55	22	8,5 $\pm$ 2,26	6,29	26,75 $\pm$ 29,42
2003	Fev	576	96 $\pm$ 37	27	14,17 $\pm$ 1,6	7,52	13,05 $\pm$ 19,86
	Abr	413	68,83 $\pm$ 55,46	22	10,17 $\pm$ 3,6	7,51	18,18 $\pm$ 32,58
	Jun	377	62,83 $\pm$ 48,67	29	11,67 $\pm$ 4,89	8,53	22,63 $\pm$ 23,59
	Ago	301	50,17 $\pm$ 39,2	28	9,67 $\pm$ 3,39	4,70	15,65 $\pm$ 16,92
	Out	810	135 $\pm$ 79,71	33	14,67 $\pm$ 5,47	20,57	25,39 $\pm$ 141,24
	Dez	283	47,17 $\pm$ 42,82	22	7,17 $\pm$ 6,27	6,37	22,52 $\pm$ 38,11

Em relação aos padrões temporais da ictiofauna, os resultados da análise de Permanova mostraram diferenças significativas para abundância, riqueza e peso entre os anos e meses, com uma maior variação (componente de variação) do fator mês para as três variáveis (Tabela 2). Embora os resultados da análise Permanova *Pairwise* tenham mostrado diferenças significativas nos fatores de abundância, de riqueza e de peso entre os meses de cada ano, não foram detectados padrões. As distribuições dos dados de abundância, de riqueza e de peso em cada mês de coleta são representadas respectivamente nas figuras 3, 4 e 5.

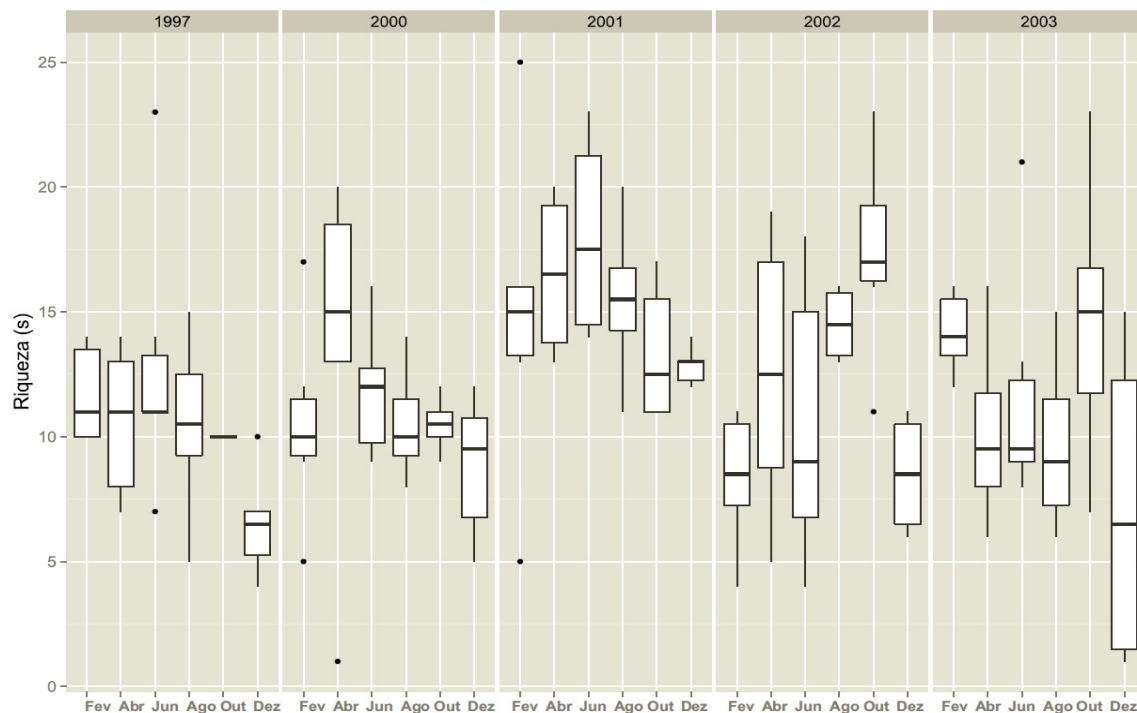
**Tabela 2.** Resultados da Permanova para a abundância, riqueza de espécies e peso entre os fatores ano e mês. CV=componente de variação estimado na análise.

Fator	Abundância (n)		Riqueza (s)		Peso (p)	
	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV
Ano	2,32***	7,67%	2,08***	5,65%	2,27***	7,17%
Mês (Ano)	2,90***	22,65%	2,39***	18,11%	2,78***	21,69%

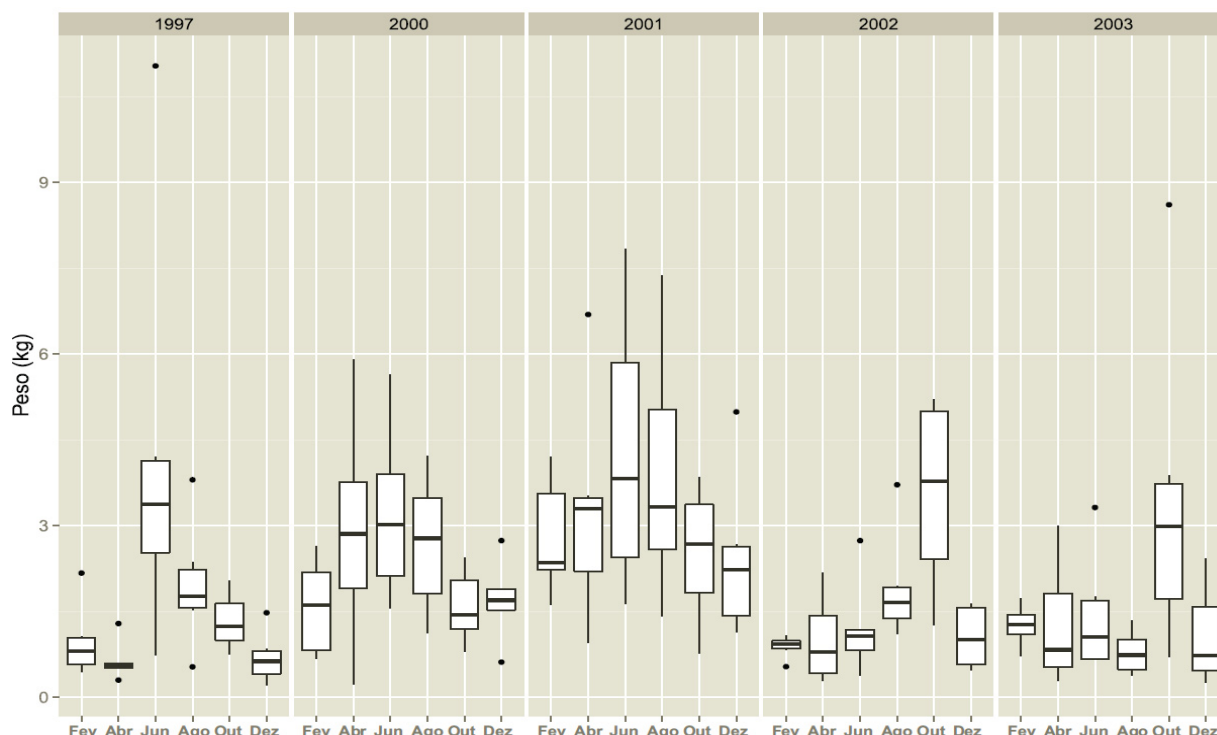
\*p<0,05; \*\*p<0,01; \*\*\*p<0,001



**Fig. 3.** Boxplot representando a distribuição dos dados de média da abundância (n) da ictiofauna coletada nos pontos amostrais nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).



**Fig. 4.** *Boxplot* representando a distribuição dos dados de riqueza (s) da ictiofauna coletada nos pontos amostrais nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

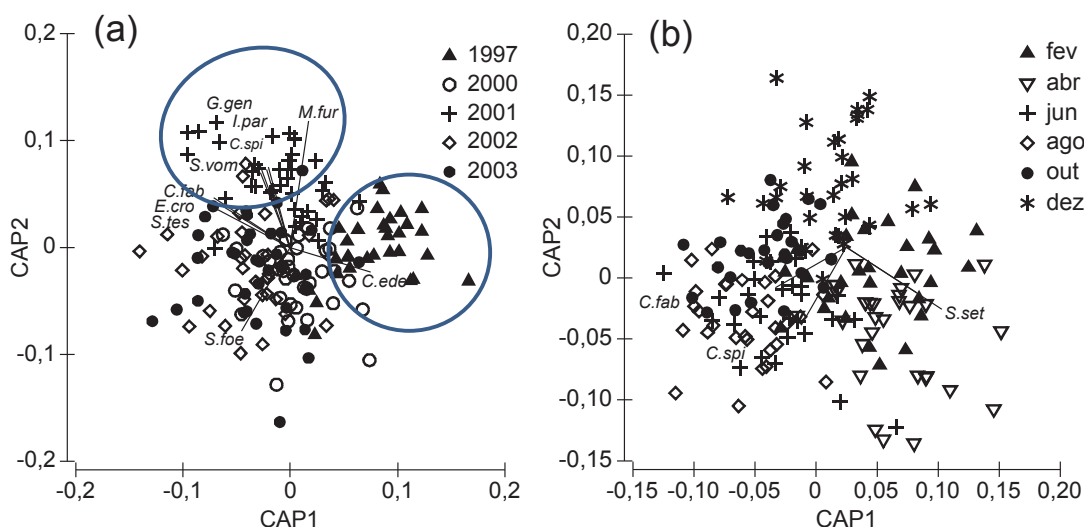


**Fig.5.** Boxplot representando a distribuição dos dados de peso (p) da ictiofauna coletada nos pontos amostrais nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

Os resultados da análise Permanova mostraram diferenças significativas entre as médias de abundância entre os anos e meses, mas não houve uma separação evidente das amostras, tanto para o fator ano (**Erro! Fonte de referência não encontrada.a**) quanto para o fator mês (**Erro! Fonte de referência não encontrada.b**), observadas na análise canônica de coordenadas principais (CAP). Entretanto, na comparação entre os anos de coleta, algumas amostras do ano de 1997 e 2001 destoaram do agrupamento central. Quanto à correlação das espécies, as amostras de 1997 estiveram correlacionadas com *C. edentulus* (*C.ede*), as amostras de 2001 com *C. spilopterus* (*C.spi*), *G. genidens* (*G.gen*), *Isopisthus parvipinnis* (*I.par*), *M. furnieri* (*M. fur*) e *Selene vomer* (*S.vom*), as amostras de 2002 com *Synodus foetens*



(*S.foe*) e as amostras de 2002 e 2003 com *Chaetodipterus faber* (*C.fab*), *Etropus crossotus* (*E.cro*) e *S. testudineus* (*S.tes*). Considerando os meses como fator, observou-se uma separação das amostras dos meses de dezembro e abril com relação aos demais, com as espécies *C. spilopterus* (*C.spi*) e *C. faber* (*C.fab*) correlacionadas com as amostras de junho, agosto e outubro e *Selene setapinnis* (*S.set*) com as amostras de fevereiro e abril.



**Fig. 6.** Resultado da análise canônica de coordenadas principais (CAP) com os dados de abundância, com as espécies que estiveram correlacionadas com as amostras, considerando o fator ano (a) e mês (b). Vetores das espécies elaborados com base na correlação de Spearman com índice acima de 0,5 ( $p > 0,45$ ).

Os dados de abundância e de comprimento total das três espécies dominantes *G. genidens*, *E. gula* e *E. argenteus* também foram analisados entre meses e anos para identificar padrões temporais da ictiofauna. Ao longo dos anos amostrados, maior abundância de *G. genidens* foi registrada em 2001 ( $n=1.808$ ), seguido do ano 2000 ( $n=812$ ), 2003 ( $n=811$ ), 2002 ( $n=645$ ) e 1997 ( $n=637$ ). Em relação aos meses de cada ano, em 1997 maiores abundâncias foram registradas em junho, no ano de 2000 em abril, 2001 em agosto, 2002 e 2003 em outubro (Tabela 3). Em relação ao comprimento total (CT), o maior exemplar da espécie foi registrado em maio de 2001 e o menor exemplar em fevereiro do mesmo ano. Para *E. gula*, uma maior abundância foi

324 registrada em 2000 (n=580), seguido de 2001 (n=544), 1997 (n=387), 2003 (n=379) e  
325 2002 (n=278). Nos anos de 1997, 2000 e 2011 maiores abundâncias foram observadas  
326 no mês de junho, e nos anos de 2002 e 2003 maiores valores ocorreram em  
327 outubro (Tabela 3). Maior comprimento total (CT) foi observado em outubro de 2002 e  
328 menor valor em dezembro de 2003. Para *E. argenteus*, maior abundância foi observada  
329 em 1997 (n=435), seguido de 2001 (n=395), 2002 (n=365), 2000 (n=184) e 2003  
330 (n=82). Nos anos de 1997, 2001 e 2002 maiores abundâncias ocorreram no mês de  
331 junho, sendo que em 2000 foi no mês de agosto e em 2003 em outubro. Maior  
332 comprimento total (CT) em abril de 2002 e menor valor em fevereiro de 2002 (Tabela  
333 3).

**Tabela 3.** Síntese descritiva da abundância total (n), média da abundância ( $\mu$ )  $\pm$  desvio padrão (DP), amplitude do comprimento total (CT) e média do comprimento total ( $\mu$ )  $\pm$  desvio padrão (DP) para as três espécies mais abundantes da comunidade de peixes coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil..

Ano	Mês	G. genidens				E. gula				E. argenteus			
		n	$\mu \pm DP$	Min-Máx CT (mm)	CT ( $\mu \pm DP$ )	n	$\mu \pm DP$	Min-Máx CT (mm)	CT ( $\mu \pm DP$ )	n	$\mu \pm DP$	Min-Máx CT (mm)	CT ( $\mu \pm DP$ )
1997	Fev	64	10,67 $\pm$ 14,11	105-190	129,67 $\pm$ 19,27	45	7,5 $\pm$ 7,61	86-126	105,29 $\pm$ 9,69	5	0,83 $\pm$ 1,33	96-104	99,4 $\pm$ 3,13
	Abr	95	19 $\pm$ 35,19	48-133	69,08 $\pm$ 9,92	4	0,8 $\pm$ 1,1	69-105	85 $\pm$ 15,43	9	1,8 $\pm$ 2,49	54-72	62,11 $\pm$ 6,21
	Jun	262	43,67 $\pm$ 59,82	60-315	98,18 $\pm$ 46,58	179	29,83 $\pm$ 41,3	61-134	89,31 $\pm$ 12,41	279	46,5 $\pm$ 70,86	55-113	81,63 $\pm$ 9,28
	Ago	14	2,33 $\pm$ 2,25	119-231	182,29 $\pm$ 35,09	101	16,83 $\pm$ 16,33	72-115	88,53 $\pm$ 8,52	73	12,17 $\pm$ 20,91	59-99	83,12 $\pm$ 8,32
	Out	147	49 $\pm$ 76,37	67-228	85,45 $\pm$ 19,6	34	11,33 $\pm$ 11,06	76-106	91,82 $\pm$ 6,57	17	5,67 $\pm$ 4,04	68-107	89,41 $\pm$ 11,66
	Dez	55	9,17 $\pm$ 8,21	84-253	143,62 $\pm$ 53,78	24	4 $\pm$ 3,58	72-109	91,79 $\pm$ 9,11	52	8,67 $\pm$ 16,91	70-112	85,25 $\pm$ 10,41
2000	Fev	144	24 $\pm$ 18,6	93-271	135,88 $\pm$ 29,87	69	11,5 $\pm$ 13,46	94-140	114,13 $\pm$ 8,5	13	2,17 $\pm$ 4,02	96-121	109,15 $\pm$ 7,44
	Abr	225	37,5 $\pm$ 27,7	67-231	119,01 $\pm$ 23,89	206	34,33 $\pm$ 39,34	98-134	113,13 $\pm$ 6,6	19	3,17 $\pm$ 7,76	99-116	107,05 $\pm$ 4,95
	Jun	117	19,5 $\pm$ 36,54	70-221	116,42 $\pm$ 31,55	129	21,5 $\pm$ 23,96	75-152	114,41 $\pm$ 9,48	55	9,17 $\pm$ 9,06	67-154	103,51 $\pm$ 18,43
	Ago	35	5,83 $\pm$ 10,96	123-240	176,83 $\pm$ 25,56	85	14,17 $\pm$ 16,73	104-167	123,58 $\pm$ 9,33	79	13,17 $\pm$ 12,83	73-154	118,51 $\pm$ 24,48
	Out	91	15,17 $\pm$ 18,45	79-339	120,79 $\pm$ 55,18	48	8 $\pm$ 6,13	89-153	122,52 $\pm$ 16,28	18	3 $\pm$ 5,9	88-143	110,67 $\pm$ 13,53
	Dez	200	33,33 $\pm$ 25,39	90-225	125,6 $\pm$ 23,34	44	7,33 $\pm$ 9,87	89-140	108,91 $\pm$ 12,16	-	-	-	-
2001	Fev	148	24,67 $\pm$ 10,33	42-269	129,45 $\pm$ 53,66	9	1,5 $\pm$ 1,38	62-112	98,78 $\pm$ 15,03	3	0,5 $\pm$ 1,22	75-111	97 $\pm$ 19,29
	Abr	323	53,83 $\pm$ 62,21	66-312	137,6 $\pm$ 33,39	32	5,33 $\pm$ 5,5	57-144	87 $\pm$ 21,49	46	7,67 $\pm$ 6,53	58-85	71 $\pm$ 6,81
	Jun	360	60 $\pm$ 67,56	68-300	121,96 $\pm$ 41,06	222	37 $\pm$ 44,33	66-141	85,11 $\pm$ 10,04	189	31,5 $\pm$ 32,12	55-102	78,12 $\pm$ 9,23
	Ago	370	61,67 $\pm$ 71,77	76-344	121,27 $\pm$ 40,58	97	16,17 $\pm$ 10,8	72-142	89,48 $\pm$ 12,07	69	11,5 $\pm$ 10,11	61-114	83,39 $\pm$ 12,31
	Out	280	46,67 $\pm$ 35,54	81-284	125,97 $\pm$ 28,86	110	18,33 $\pm$ 23,72	75-147	97,27 $\pm$ 14,22	55	9,17 $\pm$ 18,18	61-116	86,29 $\pm$ 9,88
	Dez	327	54,5 $\pm$ 51,07	75-289	129,06 $\pm$ 39,63	74	12,33 $\pm$ 9,18	78-215	106,61 $\pm$ 18,22	33	5,5 $\pm$ 6,22	73-124	96,15 $\pm$ 10,06
2002	Fev	28	4,67 $\pm$ 3,33	95-301	141,96 $\pm$ 41,35	3	0,5 $\pm$ 0,84	103-121	113,67 $\pm$ 9,45	9	1,5 $\pm$ 1,76	34-101	52,33 $\pm$ 22,95
	Abr	186	31 $\pm$ 36,01	72-225	106 $\pm$ 28,11	7	1,17 $\pm$ 1,83	86-120	95,71 $\pm$ 11,67	24	4 $\pm$ 6,9	38-251	72,08 $\pm$ 39,88
	Jun	54	9 $\pm$ 16,37	79-318	149,44 $\pm$ 38,07	44	7,33 $\pm$ 9,83	70-147	96,89 $\pm$ 17,83	142	23,67 $\pm$ 29,8	51-131	80,64 $\pm$ 10,14

Ago	34	5,67±6,19	78-219	117,03±37,42	30	5±5,93	79-142	102,9±14,13	115	19,17±28,15	57-119	92,97±12,7
Out	282	47±33,13	74-339	136,19±41,78	141	23,5±27,79	78-252	98,35±18,44	43	7,17±12,06	75-122	96,14±10,11
Dez	61	10,17±9,3	94-246	147,49±34,14	56	9,33±7,12	90-138	106,2±9,25	31	5,17±7,57	95-118	107,42±6,37
Fev	166	27,67±21,18	97-219	129,77±25,02	61	10,17±6,82	87-126	106,42±7,48	10	1,67±2,73	95-112	104,11±5,95
Abr	111	18,5±23,14	69-331	132,7±53	28	4,67±3,93	65-120	92,29±20,65	18	3±4,69	53-102	74,56±13,47
Jun	96	16±15,07	74-261	123,63±38,83	41	6,83±7,83	78-161	107,2±17,1	12	2±4,43	75-110	89,17±9,67
Ago	78	13±23,12	74-210	101,21±35,56	23	3,83±7,11	72-138	94,05±15,48	5	0,83±0,98	71-108	86,8±16,21
Out	281	46,83±29,65	80-225	115,18±32,08	169	28,17±29,1	74-175	102,74±15,03	38	6,33±11,36	65-111	86,53±10,15
Dez	79	13,17±13,61	53-346	128,46±46,9	66	11±18,83	33-180	120,31±27,25	-	-	-	-

338

339

Para *G. genidens* foram observadas diferenças significativas da abundância e do comprimento total apenas para o fator mês (Tabela 4, Fig. 8 e 9). Na comparação pareada (Permanova *Pairwise*) da abundância foram detectadas diferenças significativas entre fevereiro e agosto ( $t=2,51$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), abril e agosto ( $t=2,92$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ) e abril e outubro ( $t=2,45$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ) no ano de 2000 e entre fevereiro e abril ( $t=2,60$ ;  $p\text{-valor}=0,007$ ), fevereiro e outubro ( $t=2,95$ ;  $p\text{-valor}=0,007$ ), abril e agosto e agosto ( $t=2,74$ ;  $p\text{-valor}=0,009$ ) e outubro no ano de 2002 ( $t=3,21$ ;  $p\text{-valor}=0,008$ ). Na comparação pareada do comprimento total (CT), foram observadas diferenças significativas apenas no ano de 2002 entre os meses de abril e junho ( $t=24,02$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ), abril e outubro ( $t=2,81$ ;  $p\text{-valor}=0,04$ ) e abril e dezembro ( $t=6,15$ ;  $p\text{-valor}=0,01$ ).

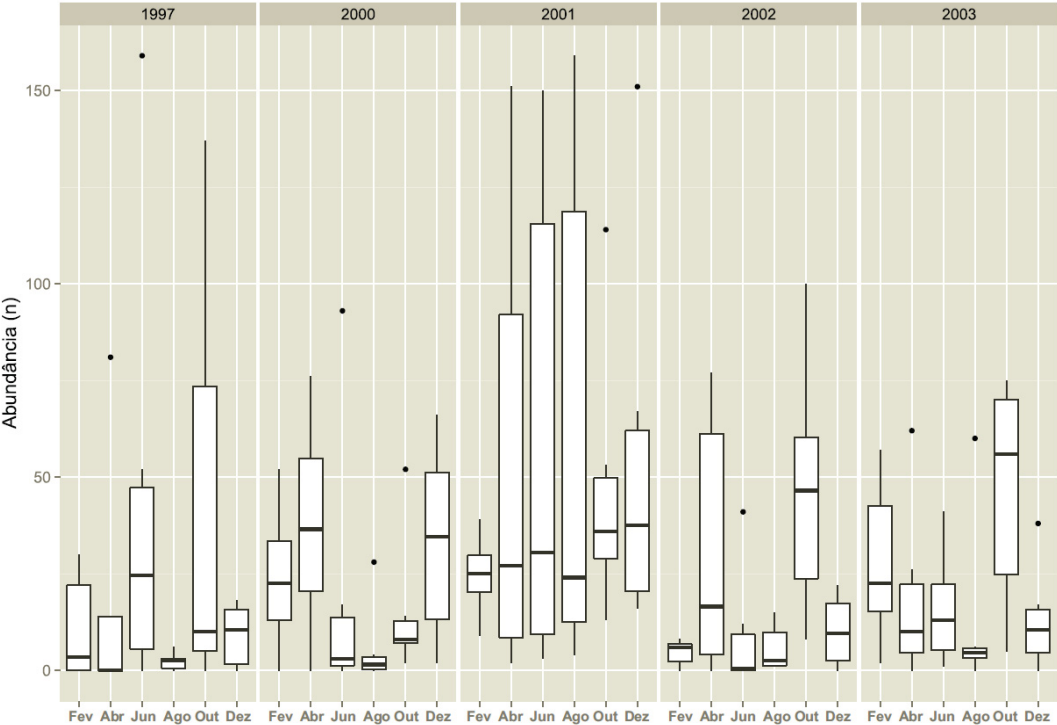
Para *E. gula* foram observadas diferenças significativas entre os anos apenas para o comprimento total (Tabela 4, Figuras 10 e 11). Na comparação pareada da abundância não foram detectadas diferenças significativas apenas entre os anos de 1997 e 2001 ( $t=1,38$ ;  $p\text{-valor}=0,21$ ) e entre 2002 e 2003 ( $t=0,11$ ;  $p\text{-valor}=0,92$ ).

Para *E. argenteus* foram observadas diferenças significativas do comprimento total (CT) entre os meses (Tabela 4, Figuras 12 e 13). Na comparação pareada, no ano de 1997, diferenças significativas foram verificadas entre os meses de fevereiro e junho ( $t=5,20$ ;  $p\text{-valor}=0,04$ ), fevereiro e agosto ( $t=8,70$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), abril e junho ( $t=5,16$ ;  $p\text{-valor}=0,05$ ), abril e agosto ( $t=9,22$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), junho e dezembro ( $t=3,26$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ), agosto e outubro ( $t=2,65$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ) e agosto e dezembro ( $t=0,86$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ). No ano de 2001, houve diferenças significativas entre abril e junho ( $t=2,15$ ;  $p\text{-valor}=0,04$ ), abril e agosto ( $t=2,89$ ;  $p\text{-valor}=0,003$ ), abril e outubro ( $t=6,13$ ;  $p\text{-valor}=0,049$ ), abril e dezembro ( $t=8,58$ ;  $p\text{-valor}=0,005$ ), junho e outubro ( $t=3,36$ ;  $p\text{-valor}=0,02$ ) e junho e dezembro ( $t=5,12$ ;  $p\text{-valor}=0,006$ ). Em 2002 entre os meses de fevereiro e agosto ( $t=3,24$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), fevereiro e outubro ( $t=3,29$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), fevereiro e dezembro ( $t=3,53$ ;  $p\text{-valor}=0,03$ ), junho e agosto ( $t=3,98$ ;  $p\text{-valor}=0,008$ ), junho e outubro ( $t=3,99$ ;  $p\text{-valor}=0,008$ ) e junho e dezembro ( $t=6,53$ ;  $p\text{-valor}=0,008$ ) também foram identificadas diferenças.

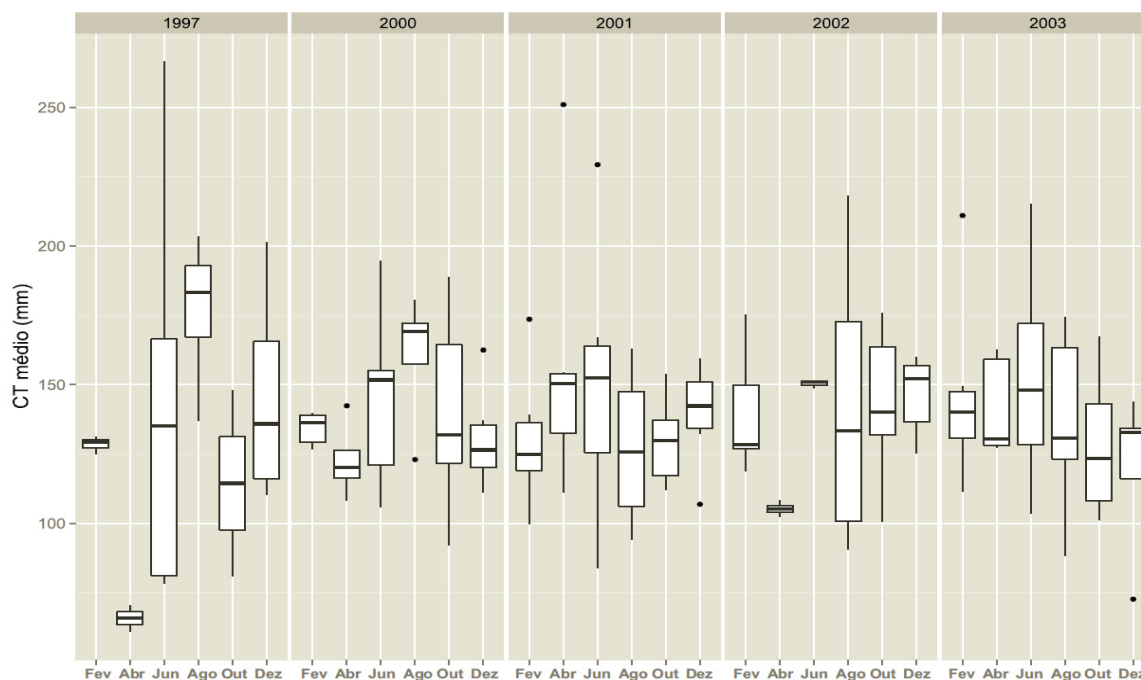
**Tabela 4.** Resultado da Permanova para a abundância e comprimento total (CT) os fatores ano e mês para as três espécies mais abundantes. CV=componente de variação estimado na análise.

Fator	<i>G. genidens</i>				<i>E. gula</i>				<i>E. argenteus</i>			
	Abundância (n)		CT		Abundância (n)		CT		Abundância (n)		CT	
	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV	Pseudo-F	CV
Ano	1,42	2,61%	0,75	1,25%	1,46	2,04%	13,07***	36,60 %	0,53	3,00%	2,37	14,10 %
Mês (Ano)	1,93**	4,33%	1,82*	13,95 %	1,22	4,41%	1,34	4,15%	1,19	4,84%	4,59***	44,11 %

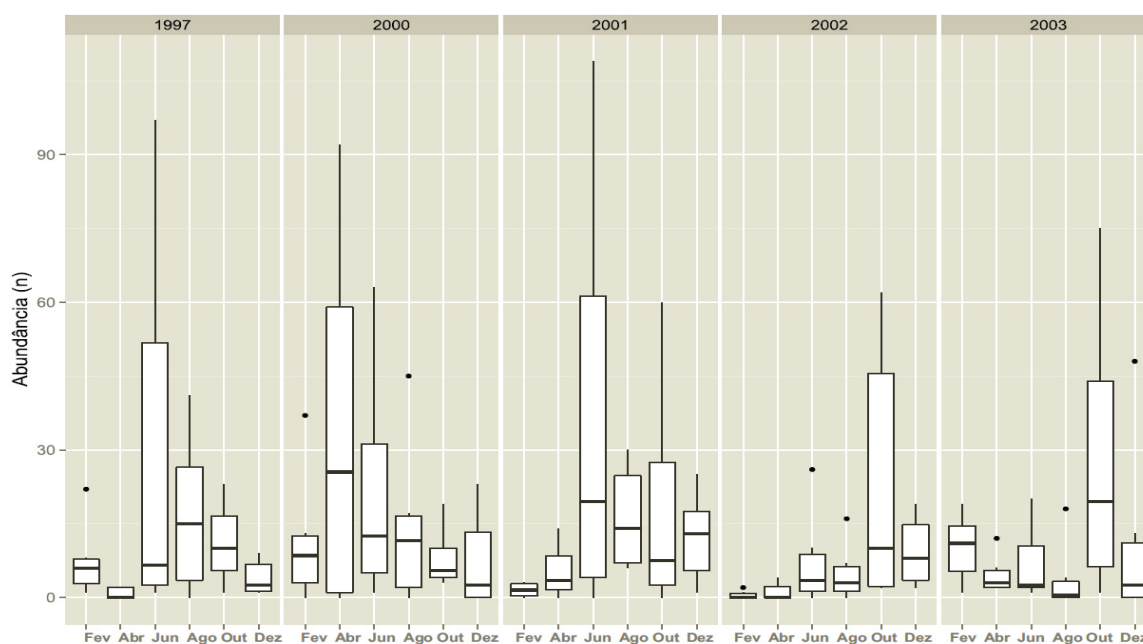
\*p<0,05; \*\*p<0,01; \*\*\*p<0,001



**Fig. 9.** Boxplot representando a média e desvio padrão da abundância (n) de *G. genidens* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

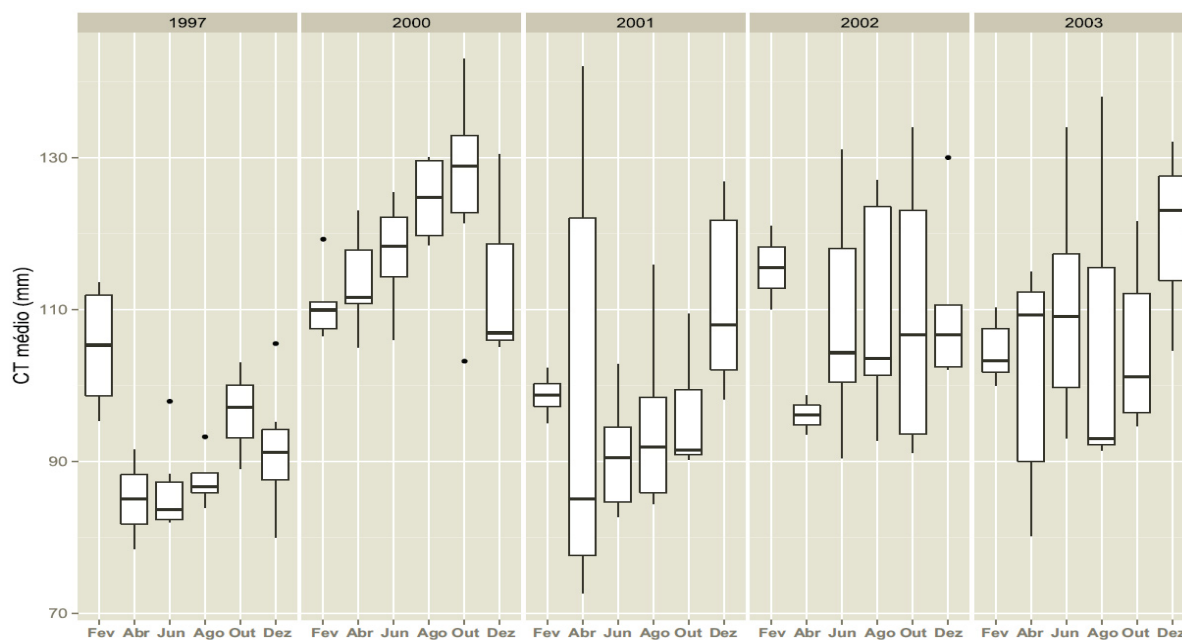


**Fig. 9.** Boxplot representando a distribuição dos dados de comprimento total (CT) médio de *G. genidens* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

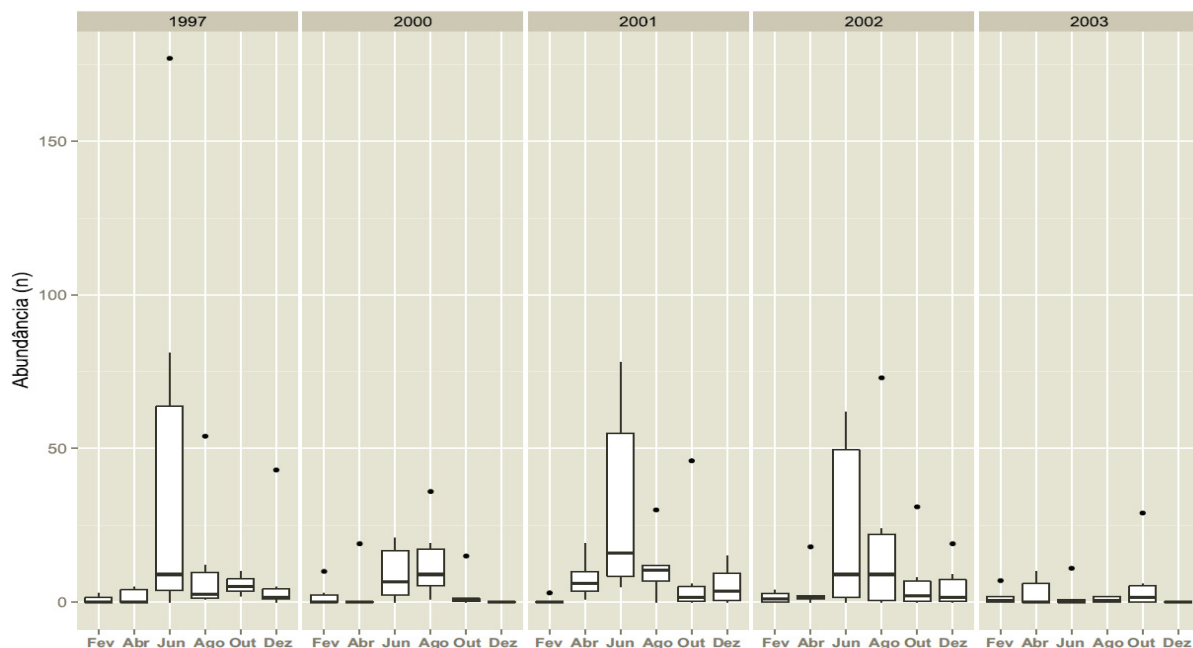




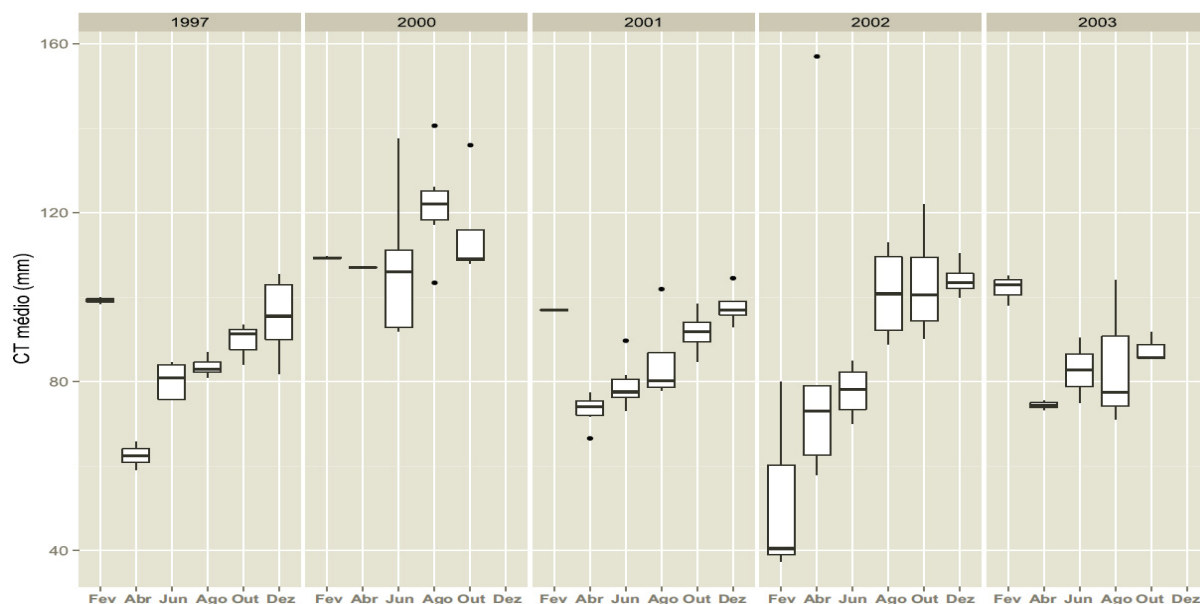
**Fig. 10.** *Boxplot* representando a distribuição dos dados de abundância (n) de *E. gula* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).



**Fig. 11.** *Boxplot* representando a distribuição dos dados de comprimento total (CT) médio de *E. gula* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

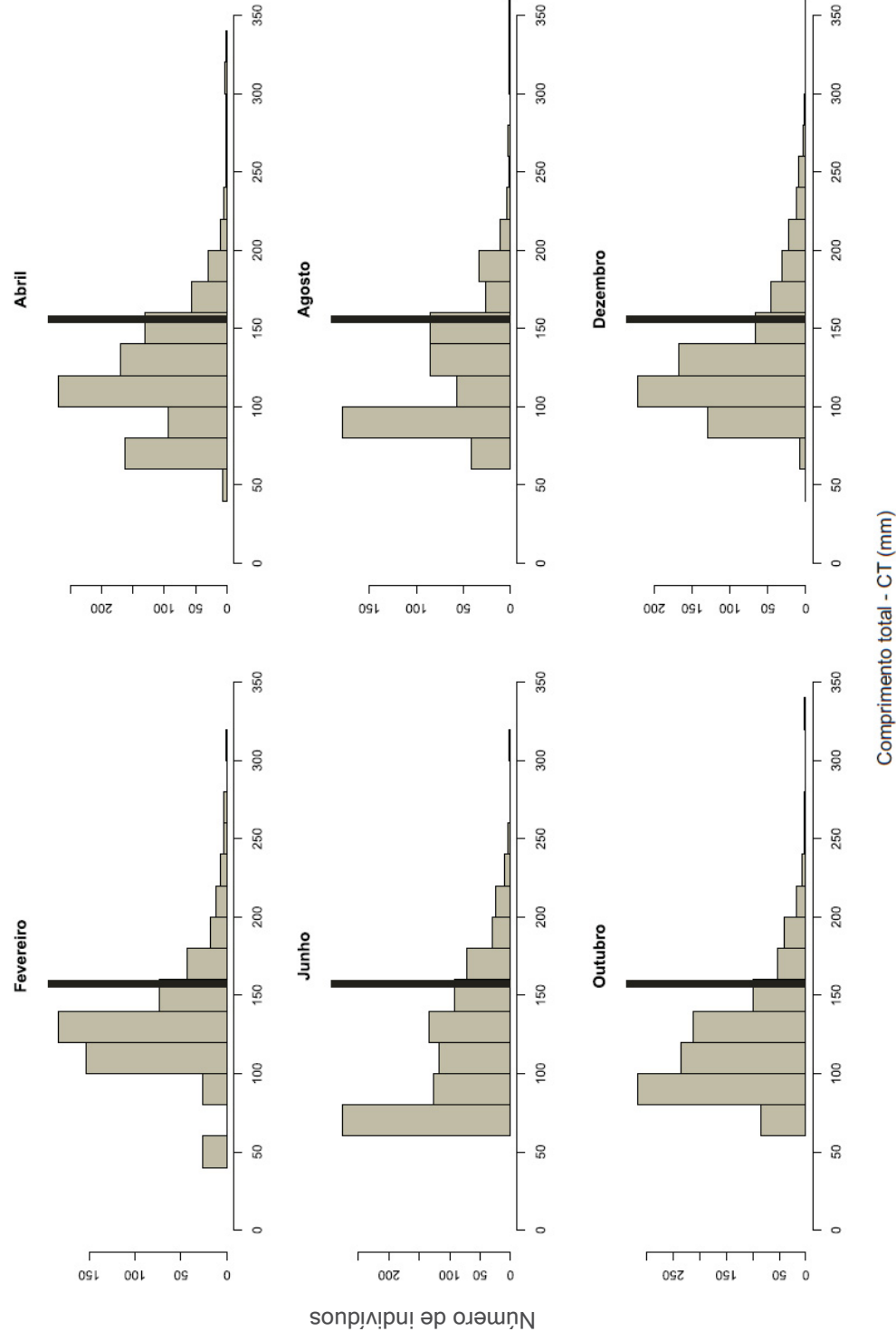


**Fig. 12.** Boxplot representando a distribuição dos dados de abundância (n) de *E. argenteus* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

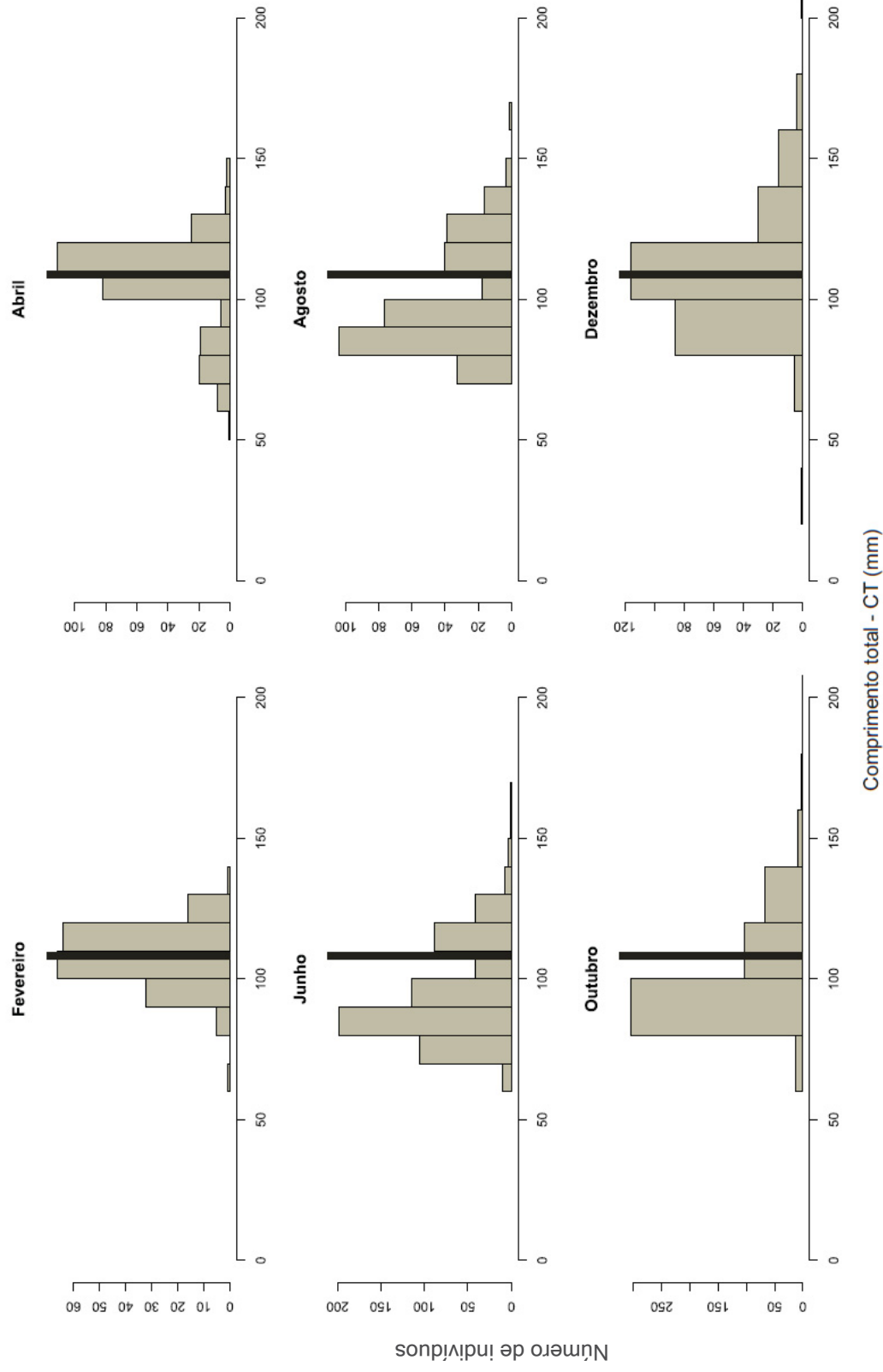


**Fig.13.** *Boxplot* representando a distribuição dos dados de comprimento total (CT) médio de *E. argenteus* coletados nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro na enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. A mediana é representada pela linha horizontal preta dentro dos retângulos. As bases dos retângulos indicam o primeiro quartil e os topos indicam o terceiro quartil. As hastes verticais abaixo e a cima dos retângulos respectivamente os valores mínimos e máximos da distribuição. Os círculos pretos correspondem aos dados discrepantes (*outliers*).

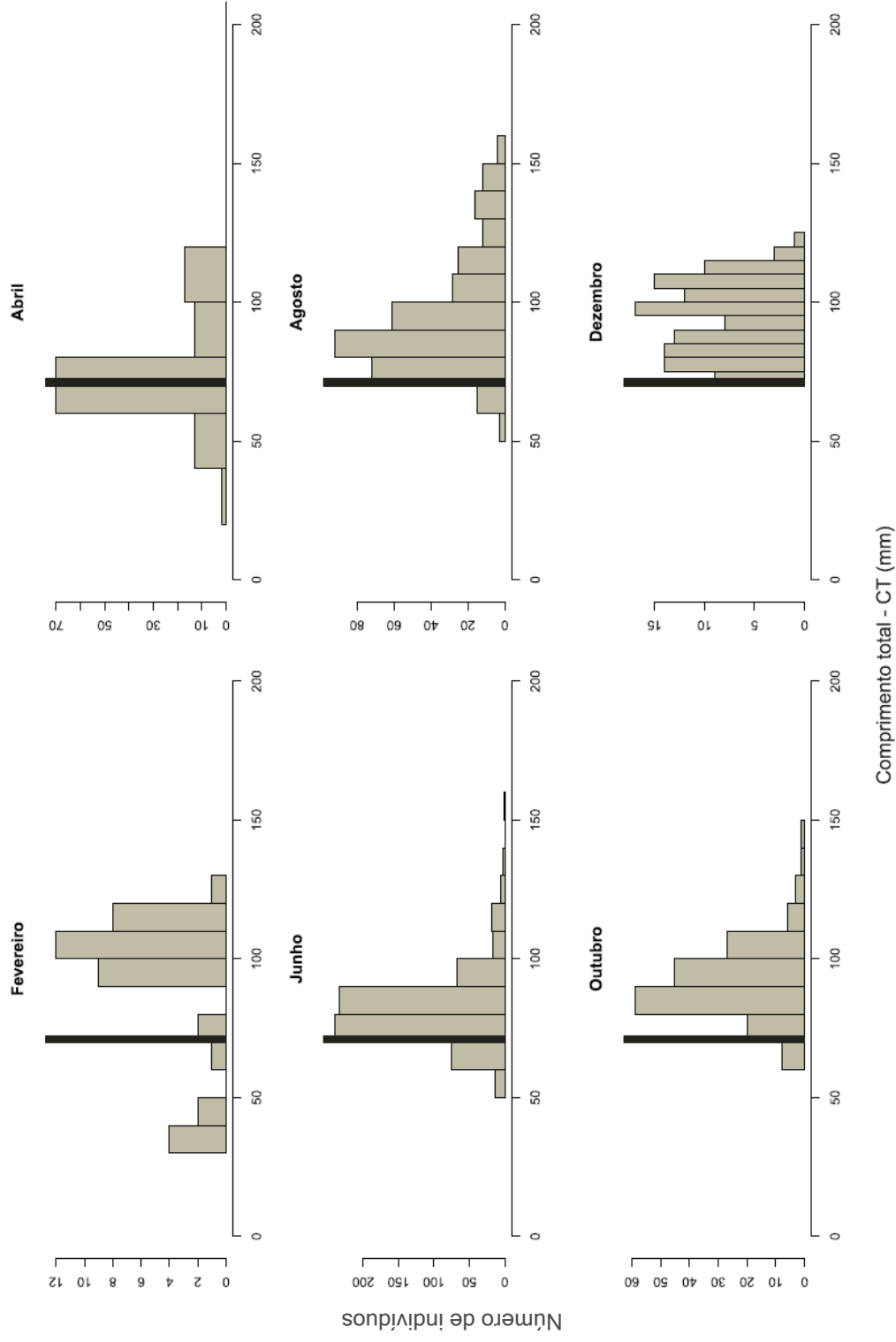
Examinando o tamanho de primeira maturação das três espécies mais abundantes, foi verificado para *G. genidens* que existe um predomínio de indivíduos jovens em todos os meses amostrados, com maiores ocorrência de indivíduos menores que 100 mm nos meses de junho, agosto e outubro (Figura 15). *Eucinostomus gula* apresenta um predomínio de indivíduos jovens, principalmente nos meses de junho, agosto e outubro (Figura 16). Nos meses dezembro, fevereiro e abril há um aumento no número dos indivíduos adultos no ambiente. Diferente do observado para as outras espécies, *E. argenteus* mostra um predomínio de peixes adultos em todos os meses, com destaque para dezembro (Figura 17). Apenas nos meses de fevereiro e abril observou-se maior ocorrência de indivíduos jovens.



**Fig. 15.** Histograma de frequência das classes do comprimento total (CT) de *G. genidens* entre os meses para todos os anos de coleta. A barra preta corresponde ao tamanho de primeira maturação da espécie (155 mm) (Trindade-Santos & Freire, 2015).



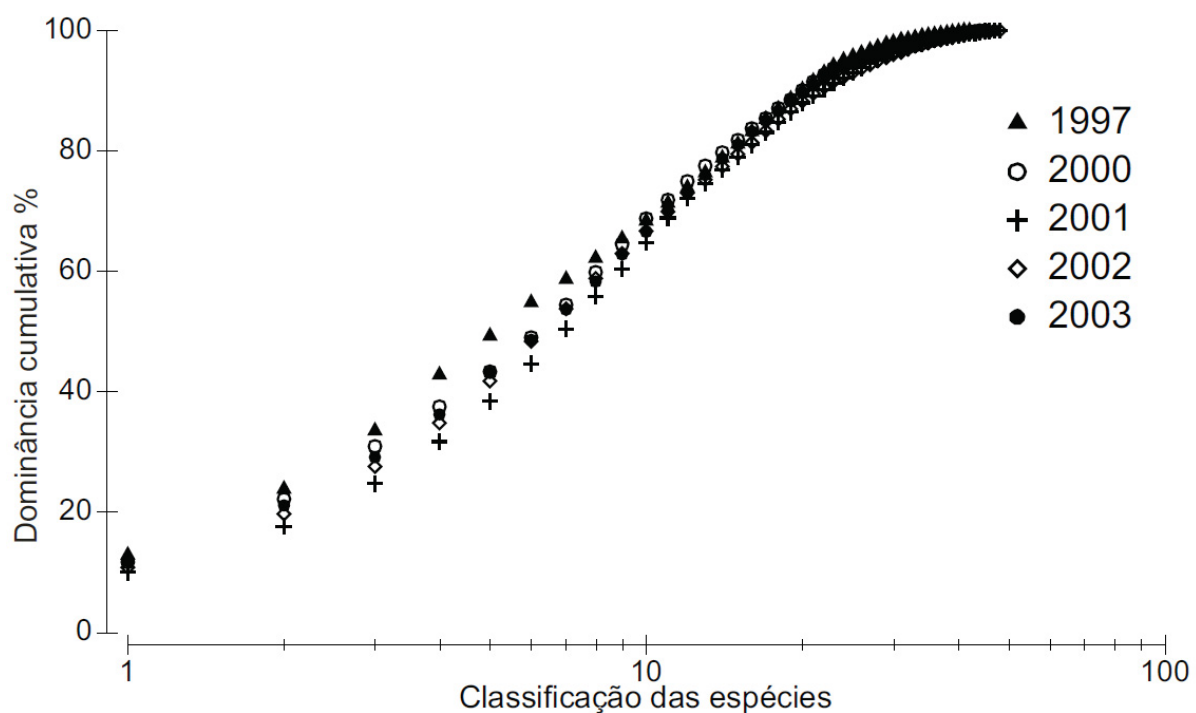
448  
 449 **Fig.16.** Histograma de frequência das classes do comprimento total (CT) de *E. gula* entre os meses para todos os anos  
 450 de coleta. A barra preta corresponde ao tamanho de primeira maturação da espécie (110 mm) (Mexicano-Cíntora, 1999).



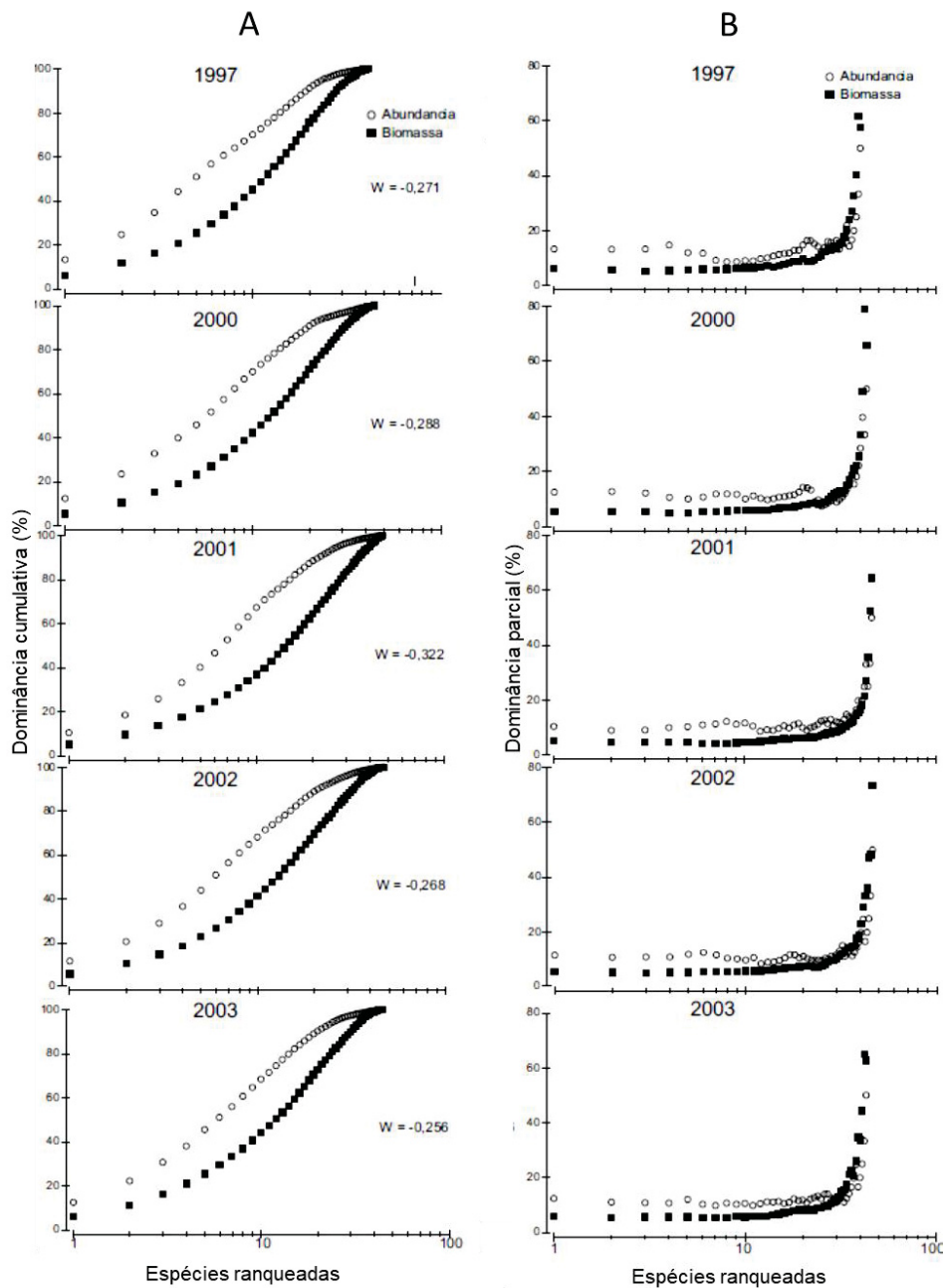
**Fig. 17.** Histograma de frequência das classes do comprimento total (CT) de *E. argenteus* entre os meses para todos os anos de coleta. A barra preta corresponde ao tamanho de primeira maturação da espécie (70 mm) (Silva et al, 2014).



Na avaliação da dominância de espécies por curvas de k-dominância, maior dominância (menor riqueza) foi observada no ano de 1997 e menor em 2001 (maior riqueza) (Figura 19). Os anos de 2000, 2002 e 2003 apresentaram dominância intermediária. O resultado das curvas ABC para dominância cumulativa total e parcial demonstra que em todos os anos a curva da abundância esteve acima da curva da biomassa e o valor da estatística W esteve próximo à zero, o que indica condição de impacto moderado (Figura 20).



**Fig. 19.** Curva de k-dominância elaborada com os dados de abundância para os cinco anos de coleta.



**Fig. 20.** Curvas ABC (A) e ABC parcial (B) de abundância (círculos brancos) e biomassa (quadrados pretos) e os valores do índice W por ano para a ictiofauna da enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, Brasil. Valores negativos de W sugerem ecossistemas ambientalmente estressados (Warwick e Clarke, 1994).

## DISCUSSÃO

As zonas costeiras têm sofrido, de maneira crescente, os efeitos de impactos antrópicos, mudanças climáticas, crescimento da população e perda de serviços

ecossistêmicos (Scherer & Asmus 2016). Na enseada do Saco dos Limões, para a construção de uma rodovia em sua margem, foram realizadas obras de dragagem e aterro entre o período de agosto de 1996 e fevereiro de 1997 (Veado & Resgalla, 2005). Alguns dos impactos desse tipo de obra são: alteração das condições hidrológicas e sedimentológicas, com alteração dos padrões de circulação e mistura da água, salinidade e turbidez; modificação da paisagem; poluição por substâncias tóxicas existentes no material dragado cujas suspensão e movimentação alteram qualidade da água; impactos diretos sobre habitats da fauna e flora aquática, causando modificação da diversidade biológica (Porto & Teixeira, 2002). Em decorrência dessas possíveis modificações no ambiente, testamos a hipótese de que se encontrariam diferenças significativas na estrutura da ictiofauna no local ao longo dos anos em que ocorria a obra de construção da rodovia, após a realização de dragagem de sedimentos da própria enseada para aterro da margem. Para testar isso foram avaliados descritores como a abundância, riqueza e peso dos peixes da enseada.

Os resultados do presente estudo demonstram que os anos avaliados quanto à composição são muito semelhantes entre si. Embora não tenha sido verificado padrão temporal dos índices de abundância, riqueza e peso, diferenças significativas foram observadas entre os anos e meses. As flutuações observadas podem ser atribuídas a migração de espécies oceânicas que se deslocaram para a enseada para reprodução, alimentação e crescimento, semelhante ao que foi observado por Falcão *et al.* (2008) no Complexo Estuarino de Paranaguá, no Paraná. De fato, as condições ambientais oscilantes das águas de transição são um filtro ambiental para a ocupação das espécies. Nesses ambientes, poucas espécies são capazes de entrar e/ou viver em condições tão variáveis (Basset *et al.*, 2013). Nessa perspectiva, é possível que a composição de espécies não se altere ao longo do tempo. A alternância na dominância entre populações de peixes em diferentes épocas do ano foi observada entre ambientes de baía, mangue, praia e lagoa da Ilha de Santa Catarina (Cattani *et al.*, 2016).

A riqueza da família Sciaenidae verificada na enseada do Saco dos Limões é característica em ambientes tropicais e subtropicais de transição no Oceano Atlântico (Blaber, 2002). Outros trabalhos com arrasto de fundo na região sul do Brasil também

apontam maior riqueza da família Sciaenidae (Kotas, 1998; Chaves et al., 2003; Godefroid et al., 2004; Branco & Verani, 2006). Entretanto, as espécies mais abundantes em número e biomassa na enseada do Saco dos Limões foram *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula* e *E. argenteus* e não pertencem à família Sciaenidae. A discordância observada pode ser atribuída às características abióticas no local de coleta, como a profundidade, salinidade e tipo de fundo, já que estes são fatores que influenciam na estruturação das comunidades de peixes em ambientes costeiros (Monteiro-Neto, 1990; Oliveira 2011; Schwarz et al. 2018).

A espécie *G. genidens*, que teve uma predominância em abundância e frequência no ambiente, é uma das espécies mais frequentes em ambientes costeiros do sudeste-sul do Brasil (Araújo et al., 2002; Spach et al., 2004; Azevedo et al., 2007; Cattani et al., 2016). Essa elevada abundância pode ser justificada pelos hábitos alimentares da espécie que preda organismos bentônicos (Rabbito & Abilhoa, 1999), e assim pode dar preferência à região estudada devido às características do fundo arenolodoso. Em adição, as atividades de pesca do berbigão (*Anomalocardia brasiliiana*) na área, utilizando petrecho conhecido como gancho (Pezzuto & Silva, 2015), podem revolver o fundo e disponibilizar crustáceos e poliquetas, principais itens alimentares de *G. genidens* (Chaves & Vendel, 1996; Rabbito & Abilhoa, 1999). A predominância de indivíduos jovens dessa espécie na enseada do Saco dos Limões está relacionada à rasa profundidade do ambiente, enquanto que os adultos migram para áreas mais profundas (Cattani et al., 2018).

Quanto a *E. gula*, a abundância foi constante ao longo do tempo, mas foi verificada variação temporal no comprimento total entre os meses. Em 2000 e 2001 ocorreu aumento na média do comprimento total dos indivíduos capturados, indicando que o desenvolvimento ontogenético da espécie na enseada ocorre entre o inverno (predomínio de jovens em junho) e o verão (predomínio de indivíduos adultos em dezembro e fevereiro). Esta espécie também é abundante em outros ambientes transição do litoral sul e sudeste brasileiro, como na Baía de Guaratuba, no Paraná (Chaves & Otto, 1999), na Baía de Palmas, no litoral norte de São Paulo (Rocha et al. 2010) e estuário de Mambucaba, no Rio de Janeiro (Franco et al. 2012). No litoral do Paraná, semelhante ao que foi observado na enseada do Saco dos Limões, o aumento

da porcentagem de indivíduos adultos foi observado no período entre inverno e primavera (Chaves & Otto, 1999).

Resultados semelhantes aos de *E. gula* foram obtidos para *E. argenteus*. Os dados de abundância não diferiram nem entre anos nem entre meses, mas diferenças no comprimento total foram encontradas entre os meses. Nos anos 2001 e 2002, os indivíduos desta espécie se desenvolveram no período entre fevereiro e abril (maior ocorrência de indivíduos jovens) e dezembro (predomínio de indivíduos adultos). A espécie *E. argenteus* também esteve entre as espécies mais capturadas nos estudos de Godefroid *et al.* (1997), Spach *et al.* (2003) e Oliveira (2008), com predomínio de captura no verão e outono. A elevada abundância de *E. argenteus* na enseada do Saco dos Limões também pode estar associada às características do fundo e às atividades de pesca do berbigão, pois a espécie se alimenta animais bentônicos e detritos (Branco *et al.*, 1997). As características físicas da enseada também podem justificar a ocorrência, pois indivíduos jovens de *E. gula* e *E. argenteus* ocorrem em localidades de baixa energia hidrodinâmica (Godefroid *et al.*, 2001). A abundância de jovens de *G. genidens*, *E. Gula* e *E. argenteus* observada na área de estudo evidenciam a função ecossistêmica do ambiente costeiro como zona de crescimento de espécies de peixes (Blaber, 2002; Whitfield & Elliott, 2002; Elliott *et al.*, 2007).

Quanto à avaliação temporal de impactos ambientais na região, ao comparar os anos quanto à dominância de espécies por curvas de k-dominância, observa-se maior dominância no ano 1997 em relação aos demais. Este resultado representa menor diversidade de espécies, o qual pode estar relacionado às atividades da dragagem que ocorreram entre os anos de 1995 e 1997 na enseada do Saco dos Limões. Isso já foi verificado no Estuário de Paranaguá, Paraná, quando o número de espécies de peixes coletados diminuiu durante o processo da dragagem de manutenção do canal de acesso aos portos da região (Couto, 2006).

A condição de estresse da ictiofauna estudada também encontra suporte nas curvas relação entre a biomassa e a abundância (ABC). Em todos os anos a curva da abundância esteve acima da curva da biomassa, bem como o valor da estatística W apresentou valor negativo, mas próximo à zero. Estes resultados indicam uma situação de impacto ambiental moderado em todos os anos avaliados (Clarke & Warwick, 1994).

Deste modo, infere-se que os impactos na ictiofauna da enseada do Saco dos Limões não foram causados apenas pela dragagem e construção do aterro. As interferências da urbanização no ambiente costeiro geram impactos como poluição por esgoto, ruído, iluminação artificial e remoção de biomassa pela atividade pesqueira (Blaber, 2002), os quais podem ter desempenhado um papel estressor no ambiente estudado. Além disso, é conhecido em estudos realizados por Whitfield & Elliott (2002) que as atividades antropogênicas podem afetar distribuição e abundância de organismos e reduzir a diversidade de espécies, sendo que o ambiente da enseada do Saco dos Limões não seria exceção.

Esse tipo de avaliação de impacto ganha relevância em uma área marinha protegida, que tem a exploração do berbigão (*Anomalocardia brasiliiana*) como atividade extrativista (Pezzuto & Silva, 2015), pois os resultados sugerem que a proteção não está sendo efetiva ou a área mesmo protegida não está imune aos impactos ambientais causados pela urbanização. Em áreas como a enseada estudada, há a dificuldade em se separar a parcela de perturbação causada à assembléia por fatores antrópicos da causada por fatores naturais, pois são ecossistemas com muita variação ambiental e as assembleias estão se adaptando constantemente (Elliot & Quintino, 2007). Além disso, não foram realizadas coletas antes do início das obras, o que serviria como parâmetro para detectar as mudanças da biodiversidade local provocadas pela construção da rodovia. No presente estudo, a determinação da riqueza, abundância, biomassa e porte das espécies, além de registrar aspectos da comunidade de um ambiente transicional impactado, permitiu analisar o comportamento temporal da comunidade após a construção da rodovia, podendo ser referência para projetos de obras semelhantes, bem como para estabelecer planos de manejo e conservação em ambientes costeiros.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos profissionais envolvidos nas coletas e identificação das amostras, ao DEER/SC pelo apoio financeiro e ao CTTMar/UNIVALI pela viabilização dos estudos.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson MJ, Gorley RN and Clarke, KR** *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK. 2008.
- Andrade-Tubino MF, Ribeiro ALR and Vianna M** (2008) Organização Espaço-Temporal Das Ictiocenoses Demersais Nos Ecossistemas Estuarinos Brasileiros: Uma Síntese. *Oecologia Australis* **12**, 640–661.
- Araújo FG, de Azevedo MCC, Araújo Silva M, Pessanha ALM, Gomes ID and Cruz-Filho AG** (2002) Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries* **25**, 441–450.
- Asha CV, Cleetus RI, Suson PS and Nandan S** (2015) Environmental Factors Structuring the Fish Assemblage Distribution and Production Potential in Vembanad Estuarine System, India. *International Journal of Marine Science* **5**, 1–13.
- Azevedo MCC, Araujo FG, Paula A and Guedes P** (2007) Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **75**, 468–480.
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch E, Stier AC and Silliman BR** (2011) The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services. *Ecological Monographs* **81**, 169–193.
- Barletta M and Blaber SJM** (2007) Comparison of Fish Assemblages and Guilds in Tropical Habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) Estuaries. *Bulletin of Marine Science* **80**, 647–680.
- Basset A, Barbone E, Elliott M, Li BL, Jorgensen SE, Lucena-Moya P, Pardo I and Mouillot D.** (2013) A Unifying Approach to Understanding Transitional Waters: Fundamental Properties Emerging from Ecotone Ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **132**, 5–16.
- Bevilacqua S, Plicanti A, Sandulli R and Terlizzi A** (2012) Measuring More of  $\beta$ -Diversity: Quantifying Patterns of Variation in Assemblage Heterogeneity. An Insight from Marine Benthic Assemblages. *Ecological Indicators* **18**, 140–148.
- Blaber SJM** (2002) Fish in Hot Water: The Challenges Facing Fish and Fisheries Research in Tropical Estuaries. *Journal of Fish Biology* **61**, 1–20.
- Branco CW, Aguiaro T, Esteves FA and Caramaschi EP** (1997) Food sources of the Teleost *Eucinostomus argenteus* in two coastal lagoons of Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **32**, 33–40.
- Branco JO and Verani JR** (2006) Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**, 381–391.

641 **Carvalho JC, Cardoso P and Gomes P** (2012) Determining the Relative Roles of  
642 Species Replacement and Species Richness Differences in Generating Beta-Diversity  
643 Patterns. *Global Ecology and Biogeography* **21**, 760–771.

644 **Cattani AP, Jorge FGD, Ribeiro GC, Wedekin LL, Lopes PCDAS, Rupil GM and**  
645 **Spach HL** (2016). Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine  
646 protected areas in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **64**, 295-308.

647 **Cattani AP, Cardoso OR, Ribeiro GC, Soeth M, Hostim-Silva M, Clezar L, Pichler**  
648 **HA and Spach HL** (2018) Fish Species Richness in Shallow Environments of the Island  
649 of Santa Catarina, Southern Brazil. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação*  
650 *Marinha* **7**, 1–16.

651 **Chaves PT and Otto G** (1999) The mangrove as a temporary habitat for fish: the  
652 Eucinostomus Species at Guaratuba Bay, Brazil (25° 52'S; 48° 39'W). *Brazilian*  
653 *Archives of Biology and Technology*, **42**.

654 **Chaves PT and Vendel AL** (1996) Aspectos da alimentação de *Genidens genidens*  
655 (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Guaratuba, Paraná. *Revista Brasileira*  
656 *de Zoologia*, **13**, 669-675.

657 **Chaves PT, Cova-Grando G, Calluf C** (2003) Demersal ichthyofauna in a  
658 continental shelf region on the south coast of Brazil exposed to shrimp trawl fisheries.  
659 *Acta Biológica Paranaense* **32**, 69-82.

660 **Clarke KR and Warwick RM** (Eds). *Change in marine communities: an approach to*  
661 *statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, UK, 144 p.

662 **Correa JBH** (2018) *Acréscimos de marinha e planejamento urbano: Estudo de caso do*  
663 *Aterro da Via Expressa Sul*. Trabalho de conclusão de curso de Graduação em  
664 Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.

665 **Couto AACRD** (2006). *Variação da composição da assembléia de peixes no estuário*  
666 *de Paranaguá-PR. Sazonalidade ou impacto de um processo de dragagem?*  
667 Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Pernambuco, 68p.

668 **Elliott M and Quintino V** (2007) The estuarine quality paradox, environmental  
669 homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed  
670 areas. *Marine pollution bulletin*, **54**: 640-645.

671 **Elliott M and Whitfield AK** (2011) The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and  
672 Management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **94**, 306–314.

673 **Elliott M, Whitfield AK, Potter IC Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG and Harrison**  
674 **TD** (2007) The Guild Approach to Categorizing Estuarine Fish Assemblages : A Global  
675 Review. *Fish and Fisheries* **8**, 241–268.

676 **Eschmeyer WN** (2020) Catalog of Fishes, California Academy of Sciences, San  
677 Francisco. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>  
678 (último acesso em 24/03/2020)

679 **Falcão MG, Pichler HÁ, Spach HL, Barril ME, Cristina K, Araujo B and Godefroid**  
680 **RS** (2008) A Ictiofauna Como Indicador de Qualidade Ambiental Em Planícies de Maré  
681 Do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil. *Cadernos da Escola de Saúde -*  
682 *Ciências Biológicas* **1**, 1–16.

683 **Figueiredo JL and Menezes NA** (1978) *Manual de peixes marinhos do sudeste do*  
684 *Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v.II. Teleostei (1). 110p.

685 **Figueiredo JL and Menezes NA** (1980) *Manual de peixes marinhos do sudeste do*  
686 *Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. III. Teleostei (2). 90p.

687 **Fischer W** (1978) *FAO species identification sheets for fishery purposes: Western*  
688 *Central Atlantic (fishing area 31)*. Rome: FAO.

689 **Franco TP, Neves LM, Teixeira TP and Araújo FG** (2012). Patterns of spatial  
690 distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical  
691 estuary in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the*  
692 *United Kingdom*, **92**, 1217-1225

693 **Froese R and Pauly D** Editors. (2019) *FishBase. World Wide Web electronic*  
694 *publication*. www.fishbase.org, version (08/2019).

695 **Godefroid RS, Hofstaetter M and Spach HL** (1997) Structure of fish assemblage in  
696 the surf zone on the beach at Pontal do Sul, Paraná. *Nerítica*, **11**: 77-93.

697 **Godefroid RS, Spach HL, Santos C, Maclaren G and Schwarz-JR R.** (2004)  
698 Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do  
699 infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia* **94**, 95-104.

700 **Godefroid RS, Santos C, Hofstaetter M and Spach HL** (2001) Occurrence of larvae  
701 and juveniles of *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus gula*, *Menticirrhus americanus*,  
702 *Menticirrhus littoralis*, *Umbrina coroides* and *Micropogonias furnieri* at Pontal do Sul  
703 beach, Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **44**(4), 411-418.

704 **Hughes AR, Williams SL, Duarte CM, Heck KL and Waycott M** (2009) Associations  
705 of Concern: Declining Seagrasses and Threatened Dependent Species. *Frontiers in*  
706 *Ecology and the Environment* **7**, 242–246.

707 **Kennish MJ** (1990) *Ecology of estuaries*. 1<sup>st</sup> edition. Boston: CRC Press.

708 **Kotas JE** (1998) Fauna Acompanhante nas Pescarias de Camarão em Santa  
709 Catarina. *Ibama, Coleção Meio-Ambiente, Série Estudos Pesca*, Brasília, **24**: 76p.

710 **Lee SY, Dunn RJK, Young RA, Connolly RM, Dale PER, Dehayr R, Lemckert CJ,**  
711 **Mckinnon S, Powell B and Teasdale PR** (2006) Impact of Urbanization on Coastal  
712 Wetland Structure and Function. *Austral Ecology* **31**, 149–163.

713 **Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell**  
714 **SM, Kirby MX, Peterson CH and Jackson JBC** (2006) Depletion, Degradation, and  
715 Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* **312**, 1806–1809.

- 716 **Magurran AE** (1988) *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton, Newjersey,  
717 179p.
- 718 **Marceniuk AP, Caires R, Siccha-Ramirez R, and Oliveira C** (2016). Review of the  
719 harvestfishes, genus *Peprilus* (Perciformes: Stromateidae), of the Atlantic coast of  
720 South America. *Zootaxa* **4098**, 311-332.
- 721 **Marceniuk AP** (2018) Chave para identificação das espécies de bagres marinhos  
722 (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Boletim do Instituto de Pesca* **31**, 89-101.
- 723 **Mclusky DS and Elliott M** (2004) *The Estuarine Ecosystem*, 3rd ed.
- 724 **Menezes NA and Figueiredo JL**(1980) *Manual de peixes marinhos do sudeste do*  
725 *Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. VI. Teleostei (3). 96p.
- 726 **Menezes NA and Figueiredo JL** (1985) *Manual de peixes marinhos do sudeste do*  
727 *Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. V. Teleostei (4). 105p .
- 728 **Mexicano-Cíntora, G** (1999) Crecimiento y reproducción de la mojarra, *Eucinostomus*  
729 *gula* de Celestún, Yucatán, México. Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries  
730 Institute, **45**, 524-536.
- 731 **Monteiro-Neto C, Blacher C, Laurent, AAS, Snizek FN, Canozzi MB, and Tabajara,**  
732 **L** (1990). Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de Laguna,  
733 Santa Catarina, Brasil. *Atlântica* **12**, 53-69.
- 734 **Oliveira EC** (2008) *Ictiofauna da face Norte da Ilha Rasa da Cotinga, Baía de*  
735 *Paranaguá , Paraná : composição. estrutura da assembleia e reprodução*. Dissertação  
736 de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Paraná, Brasil.
- 737 **Oliveira ECD** (2011). *A influência de fatores ambientais na estrutura da ictiofauna*  
738 *demersal em um estuário subtropical do Brasil: Efeitos em Micro e em Macro-Escala*.  
739 Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Paraná, Brasil. 122p
- 740 **Otero MEB, Spach HL, Picler HÁ, Queiroz GMLN, Santos C and Silva ALC** (2006) O  
741 Uso de Atributos Das Assembléias de Peixes Para Avaliar a Integridade Biótica Em  
742 Hábitats Rasos Das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biologica*  
743 *Paranaense* **35**, 69–82.
- 744 **Porto MM and Teixeira SG** (2002) *Portos e o desenvolvimento*. São Paulo: Lex  
745 Editora. 206 p.
- 746 **Pezzuto PR and Silva D** (2015) A pesca e o manejo do berbigão (*Anomalocardia*  
747 *brasiliiana*) (Bivalvia: Veneridae) na Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé,  
748 SC,Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, **34**, 170-189.
- 749 **Pihl L, Isaksson I, Wennhage H, and Moksnes PO** (1995) Recent Increase of  
750 Filamentous Algae in Shallow Swedish Bays: Effects on the Community Structure of  
751 Epibenthic Fauna and Fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **29**, 349–358.
- 752 **Potter IC, Tweedley JR, Elliott M, and Whitfield AK** (2015) The Ways in Which Fish



753 Use Estuaries: A Refinement and Expansion of the Guild Approach. *Fish and Fisheries*  
754 **16**, 230–239.

755 **R Core Team** (2018) R: A language and environment for statistical computing. R  
756 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

757 **Rabitto I and Abilhôa V** (1999) A alimentação do bagre *Genidens genidens*  
758 Valenciennes, 1839 em um banco areno-lodoso da Ilha do Mel, Paraná, Brasil.  
759 *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, **2**, 143-153.

760 **Rocha MLCFD, Fernandez WS and Paiva Filho AM** (2010). Spatial and temporal  
761 distribution of fish in Palmas Bay, Ubatuba, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*,  
762 **58**, 31-43.

763 **Scherer, MEG and Asmus LM.** (2016) Gestão Integrada de Áreas Litorais:  
764 Governança para os Serviços Ecossistêmicos das Costas e Oceanos. *Desenvolvimento*  
765 *e Meio Ambiente*, **38**, 9-11.

766 **Sheaves M. Baker R, Nagelkerken I and Connolly RM** (2014) True Value of Estuarine  
767 and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. *Estuaries and*  
768 *Coasts* **38**, 401–414.

769 **Spach HL, Santos C and Godefroid RS** (2003) Padrões temporais na assembléia de  
770 peixes da gamboa do Sucur, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*,  
771 **20**, 591-600.

772 **Spach HL, Godefroid RS, Santos C, Schwarz Jr. RS and de Queiroz GMLN** (2004).  
773 Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of*  
774 *Oceanography* **52**, 47-58.

775 **Schwarz Jr RS, Franco ACNP, Spach HL, Santos C, Pichler HA and Queiroz**  
776 **GMLN** (2018) Variação da estrutura espacial da ictiofauna demersal capturada com  
777 rede de arrasto de porta na baía dos Pinheiros, PR. *Boletim do Instituto de Pesca* **33**,  
778 157-169.

779 **Silva JPC, Santos RS, Costa MR and Araujo FG** (2018) Parâmetros de crescimento e  
780 mortalidade de *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1854) capturados no  
781 manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, RJ. *Boletim do Instituto de Pesca* **40**, 657-  
782 667.

783 **Trindade-Santos I and Freire KMF** (2015) Analysis of reproductive patterns of fishes  
784 from three large marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science* **2**, 38.

785 **UNIVALI/CTTMar** (2012) *Relatório Técnico do Projeto Monitoramento Ambiental da*  
786 *Área de Abrangência das Obras da Via Expressa SC – Sul, Florianópolis/SC.*

787 **Veado L and Resgalla C** (2005) Alteração Da Comunidade Zooplânctônica Do Saco  
788 Dos Limões Após Impacto Das Obras Da via Expressa Sul - Baía Sul Da Ilha de Santa  
789 Catarina. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technologic* **9**, 65–73.

- 790 **Whitfield AK and Elliott M** (2002) Fishes as Indicators of Environmental and  
791 Ecological Changes within Estuaries : A Review of Progress and Some Suggestions for  
792 the Future. *Journal of Fish Biology* **61**, 229–250.
- 793 **Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC,**  
794 **Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR et al.** (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean  
795 Ecosystem Services. *Science* **314**, 787–790.



Anexo I – As famílias, espécies, abundância e peso amostradas por ano.

Família/Espécie	1997		2000		2001		2002		2003		Total	
	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n total	p (g) total
<b>ACHIRIDAE</b>												
<i>Achirus declivis</i>	-	-	4	82,4	-	-	-	-	-	-	4	82,4
<i>Achirus lineatus</i>	1	19,53	-	-	-	-	3	44,51	7	72,27	11	136,31
<i>Catathyridium garmani</i>	9	65,59	18	257,72	16	336,88	7	54,98	2	15,5	52	730,67
<b>ARIIDAE</b>												
<i>Genidens barbatus</i>	53	835,09	138	2064	171	3387,27	106	1254,7	106	1568,89	574	9109,95
<i>Genidens genidens</i>	637	8963,16	812	16938,68	1808	39119,2	645	14909,28	811	15529,35	4713	95459,67
<b>BLENNIIDAE</b>												
<i>Hypoleurochilus fissicornis</i>	-	-	2	29,67	-	-	-	-	-	-	2	29,67
<b>CARANGIDAE</b>												
<i>Caranx latus</i>	-	-	1	124,57	-	-	-	-	-	-	1	124,57
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	60	153,41	48	613,51	451	1248,27	206	1651,73	269	1148,27	1034	4815,19
<i>Oligoplites saliens</i>	-	-	-	-	278	1210,08	-	-	-	-	278	1210,08
<i>Oligoplites saurus</i>	16	65,75	3	90	15	158,19	6	55,44	14	126,63	54	496,01
<i>Selene setapinnis</i>	39	185,4	11	222,77	2	27,88	8	132,56	9	115,78	69	684,39
<i>Selene vomer</i>	7	174,61	6	217,18	95	2193,24	12	544,71	28	616,97	148	3746,71
<i>Trachinotus carolinus</i>	1	4,25	-	-	1	118,29	-	-	-	-	2	122,54
<b>CENTROPOMIDAE</b>												
<i>Centropomus parallelus</i>	1	48,53	4	207,1	-	-	2	45,03	2	55,09	9	355,75
<i>Centropomus undecimalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	96,28	2	96,28
<b>CLUPEIDAE</b>												
<i>Harengula clupeiola</i>	28	429,02	4	90,55	-	-	2	16,82	7	81,02	41	617,41
<i>Sardinella brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	13,58	1	13,58
<b>CYNOGLOSSIDAE</b>												
<i>Symphurus plagusia</i>	5	107,36	25	484,4	-	-	-	-	-	-	30	591,76
<i>Symphurus tessellatus</i>	-	-	6	168,8	17	337,51	25	792,6	38	671,01	86	1969,92
<b>DACTYLOPTERIDAE</b>												

Familia/Espécie	1997		2000		2001		2002		2003		Total	
	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n total	p (g) total
<i>Dactylopterus volitans</i>	-	-	2	41,11	-	-	-	-	-	-	2	41,11
<b>DIODONTIDAE</b>												
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	55,01	1	55,01
<b>ELOPIDAE</b>												
<i>Elops saurus</i>	-	-	-	-	1	66,25	1	6,38	-	-	2	72,63
<b>ENGRAULIDAE</b>												
<i>Anchoa mitchilli</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,5	1	1,5
<i>Cetengraulis edentulus</i>	1066	15644,49	118	3499,27	5	2377,61	63	849,29	204	3296,63	1456	25667,29
<i>Lycengraulis grossidens</i>	16	247,96	3	48,19	-	-	1	20,88	4	32,88	24	349,91
<b>EPHIPIIDAE</b>												
<i>Chaetodipterus faber</i>	-	-	17	437,56	57	1904,67	26	960,28	20	753,66	120	4056,17
<b>GERREIDAE</b>												
<i>Diapterus rhombeus</i>	47	1436,44	48	1196,52	171	2069,35	220	4222,67	86	1540,893	572	10465,873
<i>Eucinostomus argenteus</i>	435	2999,36	184	3805,8	395	2762,78	364	3160,37	83	661,85	1461	13390,16
<i>Eucinostomus gula</i>	387	3813,98	581	13171,3	544	5998,133	281	3871,68	388	5767,81	2181	32622,903
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	30	684,6	29	1099,53	7	418,78	16	586,25	3	133,4	85	2922,56
<b>GOBIIDAE</b>												
<i>Gobionellus oceanicus</i>	19	440,02	2	71,6	3	72,17	5	127,2	4	104,53	33	815,52
<b>GYMNURIDAE</b>												
<i>Gymnura altavela</i>	-	-	1	2353,4	-	-	-	-	-	-	1	2353,4
<b>HAEMULIDAE</b>												
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	5	204,69	3	100,85	1	13,36	-	-	1	3,74	10	322,64
<i>Orthopristis rubra</i>	15	585,29	-	-	2	234,62	15	1133,8	3	330,02	35	2283,73
<b>LUTJANIDAE</b>												
<i>Lutjanus synagris</i>	1	32,88	-	-	2	224,42	1	402,23	1	172,19	5	831,72
<b>MONACANTHIDAE</b>												
<i>Stephanolepis hispidus</i>	-	-	3	62,16	7	118,3	7	122,27	10	231,56	27	534,29
<b>MUGILIDAE</b>												

Familia/Espécie	1997		2000		2001		2002		2003		Total	
	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n total	p (g) total
<i>Mugil curema</i>	26	3273,94	14	1409,52	46	1743,87	2	198,07	6	565,27	94	7190,67
<i>Mugil liza</i>	2	577,43	-	-	5	864,32	2	753,21	-	-	9	2194,96
<b>OPHICHTHIDAE</b>												
<i>Ophichthus gomesii</i>	-	-	-	-	1	103,93	2	318,89	1	72,35	4	495,17
<b>PARALICHTHYIDAE</b>												
<i>Citharichthys spilopterus</i>	117	1633,49	349	3584,66	546	9136,83	180	1831,07	203	2036,88	1395	18222,93
<i>Etropus crossotus</i>	-	-	3	39,4	34	212,77	25	190,36	20	154,37	82	596,9
<i>Etropus longimanus</i>	4	27,65	-	-	-	-	-	-	-	-	4	27,65
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	1	36,2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	36,2
<b>POMATOMIDAE</b>												
<i>Pomatomus saltatrix</i>	1	21,77	-	-	3	75,42	3	197,7	3	33,41	10	328,3
<b>PRISTIGASTERIDAE</b>												
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	2	5,93	1	3,96	-	-	1	2,18	1	2,18	5	14,25
<i>Pellona harroweri</i>	2	43,1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	43,1
<b>RHINOBATIDAE</b>												
<i>Pseudobatos percellens</i>	1	41,29	2	1093,22	-	-	-	-	-	-	3	1134,51
<b>SCIAENIDAE</b>												
<i>Bairdiella ronchus</i>	2	44,76	2	209	2	131,68	-	-	-	-	6	385,44
<i>Ctenoscaena gracilicirrus</i>	-	-	-	-	-	-	3	199,43	-	-	3	199,43
<i>Cynoscion leiarchus</i>	33	1079,77	22	762,37	15	487,99	5	81,82	41	554,42	116	2966,37
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	9	72,15	-	-	-	-	-	-	-	-	9	72,15
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	5	101	-	-	44	1681,59	21	144,69	-	-	70	1927,28
<i>Menticirrhus americanus</i>	3	952,42	3	684,9	10	457,69	1	197,1	2	204,53	19	2496,64
<i>Menticirrhus littoralis</i>	1	188,78	4	691,66	-	-	-	-	-	-	5	880,44
<i>Micropogonias furnieri</i>	156	2839,39	132	4009,892	704	14250,863	77	3435,07	57	1651,87	1126	26187,085
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	-	-	-	-	10	472,01	2	43,25	-	-	12	515,26
<i>Pogonias cromis</i>	1	33,06	-	-	-	-	-	-	-	-	1	33,06
<i>Stellifer brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	1	7,87	-	-	1	7,87

Familia/Espécie	1997		2000		2001		2002		2003		Total	
	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n total	p (g) total
<i>Stellifer stellifer</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	44,67	1	44,67
<i>Stellifer rastrifer</i>	2	52,75	-	-	-	-	1	8,26	2	95,75	5	156,76
<b>SERRANIDAE</b>												
<i>Diplectrum radiale</i>	12	642,18	36	1971,09	55	2117,56	25	1056,94	11	775,15	139	6562,92
<i>Hyporthodus niveatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	51,18	1	51,18
<i>Epinephelus marginatus</i>	-	-	-	-	1	21,99	-	-	-	-	1	21,99
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	-	-	3	377,62	6	160,92	5	460,94	1	33,44	15	1032,92
<i>Mycteroperca bonaci</i>	-	-	-	-	-	-	1	265,85	-	-	1	265,85
<i>Mycteroperca microlepis</i>	-	-	-	-	17	651,61	-	-	-	-	17	651,61
<i>Rypiticus randalli</i>	-	-	-	-	3	87,25	-	-	2	18,25	5	105,5
<b>SPARIDAE</b>												
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	41	1858,79	122	9439,98	311	8051,91	118	6725,13	113	4534,04	705	30609,85
<b>SPHYRAENIDAE</b>												
<i>Sphyaena guachancho</i>	-	-	1	38,7	4	70,3	5	31,96	-	-	10	140,96
<b>STROMATEIDAE</b>												
<i>Peprilus sp.</i>	-	-	1	2	3	60,65	-	-	1	12,17	5	74,82
<b>SYNODONTIDAE</b>												
<i>Synodus foetens</i>	-	-	75	3382,46	5	421,95	50	2665	16	737,84	146	7207,25
<b>TETRAODONTIDAE</b>												
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	20	1027,72	27	1185,59	34	2355,04	9	109,08	32	1518,98	122	6196,41
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	-	-	17	230	22	708,77	29	224,6	22	206,39	90	1369,76
<i>Sphoeroides pachygaster</i>	-	-	-	-	1	9,86	-	-	-	-	1	9,86
<i>Sphoeroides testudineus</i>	23	1698,17	20	2174,45	44	2748,93	30	1982,33	43	7318,72	160	15922,6
<i>Sphoeroides spengleri</i>	-	-	-	-	13	212,79	10	70,6	-	-	23	283,39
<b>TRICHIURIDAE</b>												
<i>Trichiurus lepturus</i>	3	173,87	4	139,79	31	1065,07	6	151,44	11	350,61	55	1880,78
<b>TRIGLIDAE</b>												
<i>Prionotus punctatus</i>	33	588,93	93	3033,09	147	2139,59	49	1291,98	65	1028,51	387	8082,1

Família/Espécie	1997		2000		2001		2002		2003		Total	
	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n	p (g)	n total	p (g) total
Total Geral	3378	54155,95	3004	81941,99342	6166	114900,406	2685	57610,48	2760	55197,293	17993	363806,1224

INTERANUAL ANALYSIS OF TAXONOMIC AND FUNCTIONAL FISH GROUPS IN  
TRANSITIONAL WATERS IN THE SOUTH COAST OF BRAZIL

**ANÁLISE INTERANUAL DE GRUPOS TAXONÔMICOS E FUNCIONAIS DE PEIXES  
EM ÁGUAS TRANSICIONAIS NO LITORAL SUL DO BRASIL**

**Revista pretendida:** Arquivos de Ciências do Mar\* ISSN (2526-7639). Fator de  
impacto 0.14 Qualis CAPES: B4

\*Capítulo formatado conforme as normas da revista.

Maíra G. Afonso<sup>1</sup>, Schwingel, Ricardo P.<sup>2</sup>, Spach, Henry L.<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Paraná - Centro de Estudos do Mar, Avenida Beira Mar, s/n,  
Pontal do Sul, CEP - 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

<sup>2</sup> Universidade do Vale do Itajaí - Escola do Mar, Ciência e Tecnologia, Rua Uruguai,  
458, CEP 88302-901, Itajaí, SC, Brazil.

\*Corresponding author: henry@ufp.br

**Resumo**

Assembleias de peixes foram descritas em métricas taxonômicas (famílias e espécies) e funcionais (guildas de uso do estuário e alimentares) e as variações temporais foram investigadas ao longo dos anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003. Amostragens bimestrais foram realizadas por meio de arrasto de fundo em seis pontos na enseada do Saco dos Limões, em Santa Catarina, Brasil. Para identificar mudanças temporais na fauna de peixes foram utilizadas ordenação multidimensional e análise de similaridade baseada na presença e ausência de espécies, famílias e abundância de espécies e guildas. Um total de 81 espécies de peixes, distribuídas em 32 famílias, foram identificadas. As famílias Sciaenidae, Serranidae, Carangidae, Tetraodontidae e Paralichthidae representaram juntas 47% do total das espécies. As espécies mais abundantes foram *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula*, *E. argenteus*, *Cetengraulis edentulus* e *Citharichthys spilopterus*. A guilda de uso do estuário mais representativa foi a dos marinhos visitantes e a guilda alimentar com maior número de espécies foi a dos zoobentívoros. As métricas taxonômicas foram mais eficientes para identificar mudanças interanuais nas assembleias. Estas evidenciaram a diferença do ano 1997 em relação aos demais anos analisados, o que pode estar relacionado com as atividades de dragagem e aterro na enseada para a construção da rodovia no ano de 1997.

**Palavras-chave:** peixes, guildas, diversidade taxonômica, diversidade funcional.

## Abstract

Fish assemblages were described in taxonomic (families and species) and functional metrics (use of estuary and food guilds) and temporal variations were investigated over the years 1997, 2000, 2001, 2002 and 2003. Bimonthly sampling was performed using bottom trawling at six points in the Saco dos Limões cove, in Santa Catarina, Brazil. To identify temporal changes in fish fauna, multidimensional ordering and similarity analysis were used, based on the presence and absence of species, families and abundance of species and guilds. A total of 81 species of fish, distributed in 32 families, were identified. The families Sciaenidae, Serranidae, Carangidae, Tetraodontidae and Paralichthidae together represented 47% of the total species. The most abundant species were *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula*, *E. argenteus*, *Cetengraulis edentulus* and *Citharichthys spilopterus*. The guild of use of the estuary most representative was that of visiting marine and the food guild with the largest number of species was that of zoobentivores. Taxonomic metrics were more efficient in identifying interannual changes in the assemblies. These showed the difference between 1997 and the other years analyzed, which may be related to the dredging and landfill activities in the cove for the construction of the highway in 1997.

**Keywords:** fish, guilds, taxonomic diversity, functional diversity.

## INTRODUÇÃO

Baías, estuários, manguezais, lagunas e deltas são ambientes costeiros intermediários entre os sistemas de água doce e marinho (Elliott *et al.*, 2007). Tais ecossistemas são conhecidos como águas de transição e são caracterizados pelas constantes variações nas condições bióticas e abióticas (Mclusky & Elliott, 2004). As águas de transição são ambientes altamente produtivos e importantes para o crescimento de espécies de interesse comercial (Pihl *et al.*, 1995; Mclusky & Elliott, 2004; Sheaves *et al.*, 2014). Além dos recursos pesqueiros, as águas de transição também fornecem serviços como proteção da costa, filtragem e desintoxicação realizados organismos filtradores e vegetação submersa, áreas para lazer e turismo (Mclusky & Elliott, 2004; Otero *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006).

A distribuição da biota nesses ecossistemas é determinada pela dinâmica das condições ambientais, mas os impactos ambientais como poluição, supressão de habitats e superexploração dos recursos são fatores que interferem na distribuição dos organismos no espaço e tempo (Lee *et al.*, 2006; Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2009; Bevilacqua *et al.* 2012, Basset *et al.*, 2013). Os peixes são fundamentais para a compreensão da ecologia do ecossistema, sendo considerados indicadores ambientais para formulação de estratégias de gestão dos efeitos das atividades humanas (Whitfield & Elliott, 2002; Asha *et al.*, 2015).

No Brasil, estudos sobre ictiofauna nas águas de transição costumam abordar as variações espaciais e temporais em relação à heterogeneidade ambiental (Andrade-Tubino *et al.* 2008), sendo que variações interanuais são pouco conhecidas. A análise de guildas pode descrever a estrutura e interações dentro das comunidades e também compreender as relações interespecíficas e interguildas, fornecendo embasamento para trabalhos de manejo e conservação de ecossistemas (Elliott *et al.*, 2007). Para os peixes, a abordagem de guildas utiliza características da biologia como modos de uso do estuário, interações e conectividade com áreas adjacentes (mar aberto, zona



costeira e bacias de água doce), bem como a posição trófica (Elliott & Dewailly, 1995; Garrison & Link, 2000; Lobry *et al.*, 2003; Franco *et al.*, 2008). A investigação sobre as famílias, espécies e guildas que compõe comunidades de peixes pode identificar variações temporais no uso de ambientes transicionais e estabelecer estratégias de conservação.

Em função de problemas de tráfego urbano da cidade de Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, a margem da enseada do Saco dos Limões foi alterada para a construção de rodovia. A duração total da construção da rodovia foi de 1995 a 2004, sendo que as atividades de dragagem e aterro tiveram início em agosto de 1996 e terminaram em fevereiro de 1997 (Veado & Resgalla, 2005). As alterações ambientais ocasionadas pelas obras no local incluem aumento da circulação da água marinha adjacente e, por consequência, substituição a fauna estuarina de zooplâncton por uma marinha costeira (Veado & Resgalla, 2005). Em razão disso, a variação interanual da ictiofauna da enseada do Saco dos Limões foi descrita pela abordagem conjunta de taxonomia (famílias e espécies) e funcionalidade (guildas) com o objetivo de identificar possíveis alterações causadas pela obra na assembleia de peixes.

## MATERIAL E MÉTODOS

### ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo (Figura 1) abrange a enseada localizada entre a ilha de Santa Catarina e o continente, na região denominada Saco dos Limões, uma reentrância na margem leste da Baía Sul. Este ambiente é caracterizado como uma enseada rasa (2-8 m) de águas calmas, com fundo areno-lamoso, que forma um remanso com propriedades estuarinas e elevada produtividade biológica, gerada pelo aporte continental do rio Tavares (Souza-Conceição & Schwingel, 2011).

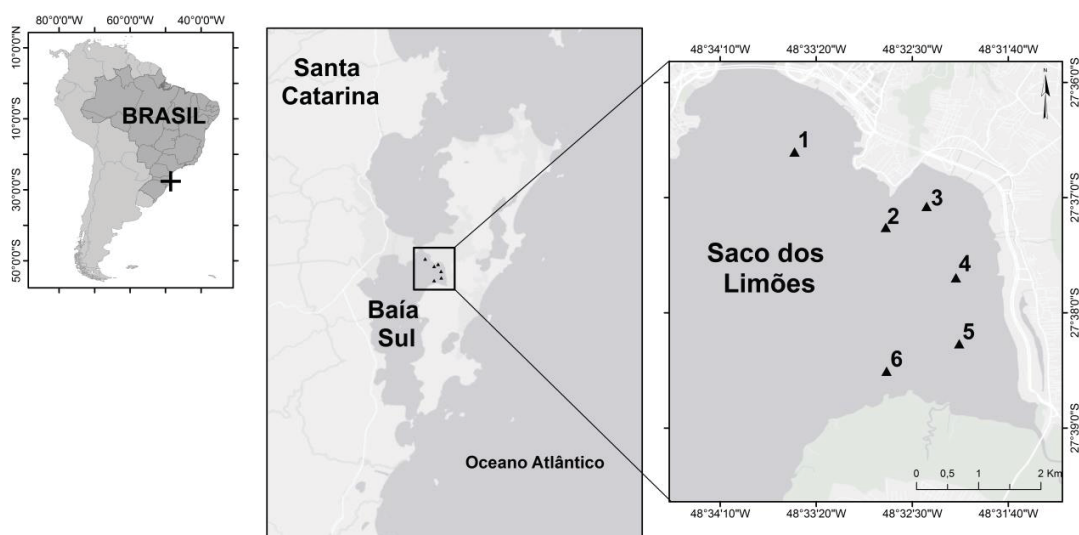


Figura 1. Localização dos pontos amostrais (1 a 6) na enseada Saco dos Limões - Baía Sul (Santa Catarina, Brasil).

## COLETA DE DADOS

A amostragem ocorreu nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro nos anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003. Dois arrastos simultâneos de 10 minutos foram realizados em cada um dos seis pontos amostrais (Figura 1), utilizando redes de arrasto de portas (comprimento de 4,5 m, tralha superior de 7,5 m e inferior 9 m, e malhas de 12 e 14 mm entre nós opostos). A despesca das duas redes foi considerada como uma amostra. Os peixes capturados foram identificados com base em chaves taxonômicas de Figueiredo & Menezes (1978, 1980), Fischer (1978) e Menezes & Figueiredo (1980, 1985). As espécies de peixes foram confirmadas e revisadas quanto a classificação taxonômica e nomenclatura baseadas em Marceniuk et al. (2016), Betancur-R et al. (2017), Marceniuk et al. (2018) e Eschmeyer (2020). As amostragens foram classificadas em dois períodos relativos a construção da rodovia: (1) durante a obra, representado pelo ano de 1997 e (2) depois da obra, representado pelos anos 2000, 2001, 2002 e 2003.

As espécies registradas foram categorizadas em guildas de uso do estuário e guildas alimentares, de acordo com Elliott *et al.* (2007). Para as guildas de uso de estuário foram utilizadas as categorias: anádromos (AN; espécies que se desenvolvem no mar e migram para rios para desovar), catádromos (CA; espécies que vivem em água doce e migram para ambientes marinhos para desovar), anfídromos (AM; migram entre o mar e a água doce sem migração relacionada à reprodução), visitantes marinhos (MS; espécies que desovam no mar e entram em estuários em baixo número, são consideradas estenohalinas e são encontradas em salinidades de aproximadamente 35 PSU), migrantes marinhos (MM; espécies que desovam no mar e entram em estuários em grande número como juvenis, consideradas eurihalinas), espécies estuarinas (ES), e migrantes de água doce (FM; encontradas em números moderados nos estuários, são consideradas oligohalinas). As categorias dos grupos funcionais do modo de alimentação são: zooplânctívoros (ZP; alimentam-se de zooplâncton), detritívoro (DV; alimentam-se de detritos e/ou microfítobentos), herbívoro (HV; pastam macroalgas, macrófitas ou fitoplâncton), onívoro (OV; alimentam-se de algas filamentosas, macrófitas, perifiton, epifauna e infauna), piscívoro (PV; alimentação de peixes e grandes invertebrados), zoobentívoro (ZB; alimentação de invertebrados que vivem logo acima ou entre os sedimentos) e oportunistas (OP; alimentação de uma variedade diversificada de alimentos).

As informações necessárias para essa categorização foram obtidas em Menezes & Figueiredo (1985), Guimarães (1996), Figueiredo & Menezes (2000), Denadai *et al.* (2013), Silva-Junior *et al.* (2013), Passos *et al.* (2013), Ribeiro *et al.* (2019). A plataforma Fishbase fornece as informações do ecossistema em que cada espécie habita, as quais foram utilizadas para a classificação de guildas de uso do estuário. Para a classificação de guildas alimentares, foram obtidas as informações disponíveis sobre biologia, dieta e/ou itens alimentares de cada espécie.

## ANÁLISE DE DADOS

Os anos em que ocorreram as amostragens foram definidos em dois grupos. Os dados de abundância absoluta, abundância relativa e de presença/ausência de cada espécie por mês e ano de coleta foram organizados em tabelas, bem como dados de guildas de uso de estuário e alimentares. A partir disso, foram calculadas matrizes individuais com base no índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Gorley, 2015).

Para verificar agrupamentos da fauna conforme os anos, escalonamentos métricos não paramétricos (MDS) foram construídos. A análise de similaridade (ANOSIM) identificou agrupamentos fornecendo o grau de separação pelo valor  $R$  e também o nível de significância. O valor de  $R$  varia de 0 a 1,  $R > 0,75$ , os grupos são distintos;  $R > 0,5$ , os grupos se sobrepõem, mas são distintos;  $R < 0,25$ , os grupos são indistinguíveis (Clarke & Gorley, 2015). A análise de similaridade de percentagens (SIMPER) foi aplicada nos casos de grupos distintos (Clarke & Gorley, 2015) para identificar as famílias, espécies, guildas de uso do estuário e guildas alimentares responsáveis pelas diferenças.

A análise de diferenças taxonômicas entre os anos amostrados foi realizada utilizando os índices de Distinção Taxonômica Média (Delta+) e de Variação da Distinção Taxonômica (Lambda+) com as matrizes de presença/ausência de espécies (Clarke & Gorley, 2015). Os valores de cada índice foram plotados em funis, que representam o intervalo de confiança de 95% de probabilidade elaborado por meio de 1000 simulações dos valores de Delta+ e Lambda+ esperados. Os pontos alocados dentro do funil são considerados de acordo com o padrão taxonômico esperado. Assembleias com maior complexidade taxonômica (ou maior biodiversidade) possuem valores baixos de Delta+ e elevados valores de Lambda+. Os níveis hierárquicos taxonômicos utilizados foram espécie, gênero, família, classe e ordem. Todas as análises foram realizadas com o programa Primer 7 (Clarke & Gorley, 2015).

## RESULTADOS

### DISTRIBUIÇÃO TAXONÔMICA E DE GUILDAS

Um total de 78 espécies de peixes (76 Actinopterygii e 2 Elasmobranchii) foram identificadas, distribuídas em 21 ordens, 31 famílias e 58 gêneros para os anos 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada Saco dos Limões (Tabela I). A riqueza registrada em cada ano foi de 46 espécies em 1997 e 2000, 48 em 2002 e 2003 e 49 em 2001. As famílias com maior número de espécies foram Sciaenidae (13), seguidas de Serranidae (7), Carangidae (7), Tetraodontidae (5) e Paralichthidae (5), representando 47,4% do total das espécies (Tabela 1). As espécies mais abundantes em número de indivíduos, na somatória dos 5 anos, foram *Genidens genidens* (25,9%), *Eucinostomus gula* (11,9%), *E. argenteus* (8,5%), *Cetengraulis edentulus* (8,1%) e *Citharichthys spilopterus* (7,7%). A espécie *G. genidens* foi a predominante em todos os anos, menos em 1997, quando *C. edentulus* representou 31,6% dos indivíduos capturados.

Em relação às guildas de uso do estuário, os marinhos visitantes dominaram em número de espécies (44,1%, 34 espécies), seguidos dos marinhos migrantes (36,4%, 28 espécies) e estuarinos (12,9%, 10 espécies). Anfídomos e anádromos foram menos representativos, com quatro e uma espécie respectivamente. Quanto às guildas alimentares, 61,5% das espécies (48) pertencem ao grupo dos zoobentívoros, 19 espécies são piscívoras (24,3%), 5 são zooplanctívoras (6%), 3 são onívoras (3,8%), 2 são classificadas como detritívoras (2,5%) e uma como oportunista (Tabela I).

. Na soma dos anos, as espécies zoobentívoras dominaram em número de indivíduos (67,8%), seguidos por onívoras (18%) e zooplanctívoras (8,5%) (Tabela I).

209 Tabela I. Lista espécies de peixes (n= 78) registradas indicando a guilda de uso do  
 210 estuário: AN = anádromo, AM = anfídromo, ES = estuarino, MM = migrante marinho, MS  
 211 = visitante marinho; e a guilda alimentar: ZP = zooplactívoro, DV = detritívoro; OV =  
 212 onívoro, PV = piscívoro, ZB = zoobentívoro, OP = oportunista, de acordo com a  
 213 classificação de Elliott *et al.* (2007). Referências: 1- Ribeiro *et al.* (2019); 2-Passos *et al.*  
 214 (2013); 3 - Silva-Junior *et al.* (2013), 4- Menezes & Figueiredo (1985), 5- Denadai *et al.*  
 215 (2013), 6- Figueiredo & Menezes (2000) 7- Guimarães (1996). GUE = guilda de uso de  
 216 estuário, GA = guilda alimentar. A presença de cada espécie nos anos amostrados está  
 217 indicada pela letra P.

Família	Espécie	GUE	GA	1997	2000	2001	2002	2003
<b>Achiridae</b>	<i>Achirus declivis</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P			
	<i>Achirus lineatus</i>	ES <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P			P	P
	<i>Catathyridium garmani</i>	AM <sup>1</sup>	ZB <sup>**</sup>	P	P	P	P	P
<b>Ariidae</b>	<i>Genidens genidens</i>	ES <sup>3</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Genidens barbus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>**</sup>	P	P	P	P	P
<b>Blenniidae</b>	<i>Hypoleurochilus fissicornis</i>	MS <sup>4</sup>	ZB <sup>1</sup>		P			
<b>Carangidae</b>	<i>Caranx latus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P			
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	MS <sup>1</sup>	OP <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Oligoplites saliens</i>	MM <sup>1</sup>	ZP <sup>1</sup>			P		
	<i>Oligoplites saurus</i>	MM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Selene setapinnis</i>	MM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Selene vomer</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Trachinotus carolinus</i>	MS <sup>2</sup>	ZB <sup>2</sup>	P		P		
<b>Centropomidae</b>	<i>Centropomus parallelus</i>	AM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P		P	P
	<i>Centropomus undecimalis</i>	AM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>					P
<b>Clupeidae</b>	<i>Harengula clupeola</i>	MS <sup>1</sup>	ZP <sup>1</sup>	P	P		P	P
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	MM <sup>1</sup>	ZP <sup>1</sup>					P
<b>Cynoglossidae</b>	<i>Symphurus plagusia</i>	MM <sup>*</sup>	ZB <sup>**</sup>	P	P			
	<i>Symphurus tessellatus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P	P	P	P
<b>Dactylopteridae</b>	<i>Dactylopterus volitans</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P			
<b>Diodontidae</b>	<i>Chilomycterus spinosus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>					P
<b>Elopidae</b>	<i>Elops saurus</i>	AM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>			P	P	

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>GUE</b>	<b>GA</b>	<b>1997</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>
<b>Engraulidae</b>	<i>Anchoa marinii</i>	MM <sup>1</sup>	ZP <sup>1</sup>					P
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	MM <sup>1</sup>	ZP <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	AN <sup>1</sup>	OV <sup>1</sup>	P	P		P	P
<b>Gerreidae</b>	<i>Diapterus rhombeus</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	MM <sup>1</sup>	OV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus gula</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
<b>Gobiidae</b>	<i>Gobionellus oceanicus</i>	ES <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
<b>Gymnuridae</b>	<i>Gymnura altavela</i>	*	ZB <sup>1</sup>		P			
<b>Haemulidae</b>	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	MS <sup>5</sup>	ZB <sup>5</sup>	P	P	P		P
	<i>Orthopristis rubra</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>2</sup>	P		P	P	P
<b>Lutjanidae</b>	<i>Lutjanus synagris</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P		P	P	P
<b>Monocantidae</b>	<i>Stephanolepis hispidus</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P	P	P	P
<b>Mugilidae</b>	<i>Mugil curema</i>	MM <sup>1</sup>	DV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Mugil liza</i>	CA <sup>1</sup>	DV <sup>1</sup>	P		P	P	
<b>Ophichthidae</b>	<i>Ophichthus gomesii</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>**</sup>			P	P	P
<b>Paralichthyidae</b>	<i>Citharichthys arenaceus</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>			P		
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	ES <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Etropus longimanus</i>	MS <sup>6</sup>	ZB <sup>6</sup>	P				
	<i>Etropus crossotus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P	P	P	P
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P				
	<i>Pomatomus saltatrix</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P		P	P	P
<b>Pristigasteridae</b>	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P		P	P
	<i>Pellona harroweri</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P				
<b>Rhinobatidae</b>	<i>Pseudobatos percellens</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P			
<b>Sciaenidae</b>	<i>Bairdiella ronchus</i>	MM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P		
	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>				P	

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>GUE</b>	<b>GA</b>	<b>1997</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>**</sup>	P				
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P		P	P	
	<i>Menticirrhus americanos</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P			
	<i>Micropogonias furnieri</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>			P	P	
	<i>Pogonias cromis</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P				
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>2</sup>				P	
	<i>Stellifer stellifer</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>					P
	<i>Stellifer rastrifer</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P			P	P
<b>Serranidae</b>	<i>Diplectrum radiale</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Hyporthodus niveatus</i>	MM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>					P
	<i>Epinephelus marginatus</i>	MM <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>			P		
	<i>Mycteroperca acutirostris</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P			
	<i>Mycteroperca bonaci</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>				P	
	<i>Mycteroperca microlepis</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>			P		
	<i>Rypticus randalli</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>7</sup>			P		P
<b>Sparidae</b>	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
<b>Sphyraenidae</b>	<i>Sphyraena guachancho</i>	ES <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>		P	P	P	
<b>Stromateidae</b>	<i>Peprilus sp.</i>	MS <sup>2</sup>	OV <sup>2</sup>		P	P		P
<b>Synodontidae</b>	<i>Synodus foetens</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>		P	P	P	P
<b>Tetraodontidae</b>	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MM <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	ES <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>		P	P	P	P
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	ES <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
	<i>Sphoeroides</i>	ES <sup>**</sup>	ZB <sup>1</sup>			P		



Família	Espécie	GUE	GA	1997	2000	2001	2002	2003
	<i>pachygaster</i>							
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	ES**	ZB <sup>1</sup>			P	P	
<b>Trichiuridae</b>	<i>Trichiurus lepturus</i>	MS <sup>1</sup>	PV <sup>1</sup>	P	P	P	P	P
<b>Triglidae</b>	<i>Prionotus punctatus</i>	MS <sup>1</sup>	ZB <sup>1</sup>	P	P	P	P	P

\* Não foram encontradas informações.

\*\*Classificação baseada em congêneres.

## ANÁLISE DA SIMILARIDADE TAXONÔMICA E DE GUILDAS

A similaridade entre os anos foi estimada a partir de dados de presença/ausência de famílias e espécies, bem como de dados quantitativos (porcentagem) de espécies, guildas de uso do estuário e guildas alimentares.

A ordenação multidimensional (MDS), baseada na presença/ausência de famílias, mostra o ano 1997 distinto dos demais (Figura 2). Isso se confirma pela análise ANOSIM ( $R$ -Global = 0,216,  $P < 0,01$ ), que mostra diferenciação, ainda que com sobreposição, entre os anos 1997 e 2000 ( $R = 0,324$ ,  $P < 0,05$ ), 1997 e 2001 ( $R = 0,544$ ,  $P < 0,01$ ), 1997 e 2002 ( $R = 0,594$ ,  $P < 0,01$ ) e 1997 e 2003 ( $R = 0,514$ ,  $P < 0,01$ ). A presença das famílias Synodontidae e Serranidae nos anos 2000, 2001, 2002 e 2003 foi responsável pela principal diferença para o ano 1997.

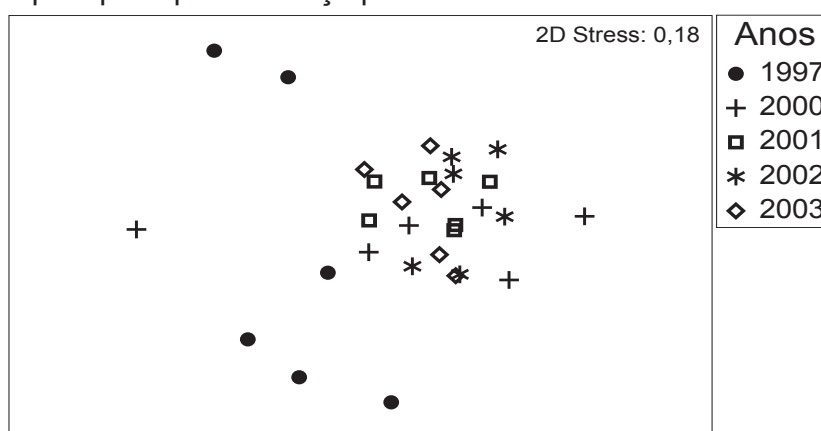
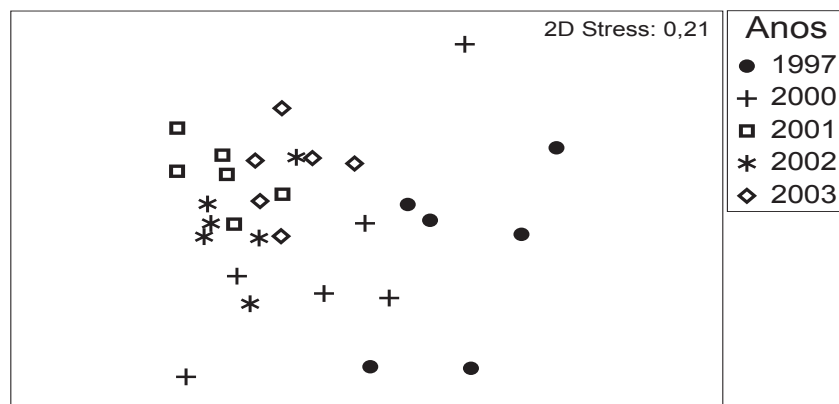


Figura 2. Ordenação multidimensional (MDS) com base na presença/ausência de famílias nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões (SC).

Na análise baseada em presença/ausência de espécies, o MDS (Figura 3) e a ANOSIM correspondente ( $R$ -Global = 0,422,  $P < 0,01$ ) mostram que 2002 e 2003 não são distintos entre si ( $R = 0,222$ ,  $P > 0,05$ ). Ao mesmo tempo, mostram distinção os anos 1997 e 2001 ( $R = 0,709$ ,  $P < 0,01$ ), 1997 e 2002 ( $R = 0,611$ ,  $P < 0,01$ ), 1997 e 2003 ( $R = 0,572$ ,  $P < 0,01$ ), 2000 e 2001 ( $R = 0,567$ ,  $P < 0,01$ ) e 2001 e 2003 ( $R = 0,562$ ,  $P < 0,01$ ). Também exibem distinção, com forte sobreposição, os anos 1997 e 2000 ( $R = 0,281$ ,  $P < 0,05$ ), 2000 e 2002 ( $R = 0,406$ ,  $P < 0,01$ ), 2000 e 2003 ( $R = 0,302$ ,  $P < 0,01$ ) e 2001 e 2002 ( $R = 0,348$ ,  $P < 0,05$ ).



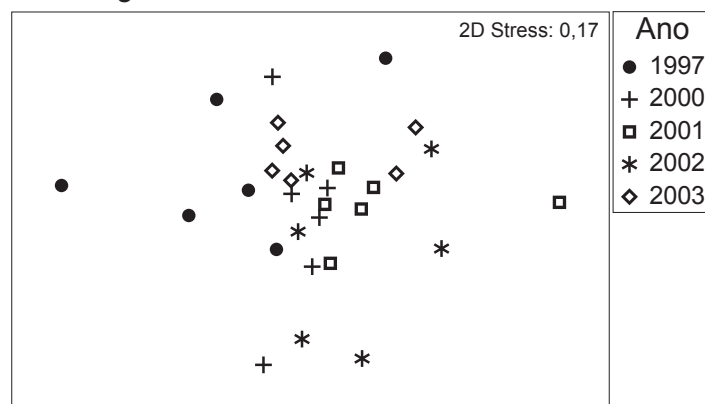
242  
243



244

245 Figura 3. Ordenação multidimensional (MDS) com base na presença/ausência de  
246 espécies nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões  
247 (SC).

248 A análise MDS com base na similaridade quantitativa das espécies entre os anos  
249 mostra maior diferenciação do ano 1997 em relação aos demais (Figura 4). A análise  
250 ANOSIM ( $R$ -Global = 0,197,  $P < 0,01$ ) aplicada aos dados de porcentagem de espécies  
251 mostrou diferenciação, mas com sobreposição, entre os anos 1997 e 2000 ( $R = 0,274$ ,  
252  $P < 0,05$ ), 1997 e 2001 ( $R = 0,298$ ,  $P < 0,01$ ), 1997 e 2002 ( $R = 0,278$ ,  $P < 0,05$ ), 1997 e  
253 2003 ( $R = 0,257$ ,  $P < 0,05$ ), e também entre 2001 e 2003 ( $R = 0,311$ ,  $P < 0,01$ ). Os anos  
254 2000, 2001 e 2002 não são distintos entre si, bem como 2000, 2002 e 2003. Através da  
255 análise SIMPER, as diferenças entre 1997 e 2000 e entre 1997 e 2001 se dão pelas  
256 maiores abundâncias médias de *C. edentulus* em 1997 e de *G. genidens* em 2000 e  
257 em 2001. Os anos 1997 e 2002 diferiram pelas maiores abundâncias médias de *C.*  
258 *edentulus* em 1997 e de *Eucinostomus argenteus* em 2002. Entre 1997 e 2003, a  
259 diferença ocorre pelas maiores abundâncias médias de *C. edentulus* e de *E. argenteus*  
260 em 1997 e de *G. genidens*, *E. gula* e *C. spilopterus* em 2003. A diferença entre 2001 e  
261 2003 se dá pelas maiores abundâncias médias de *G. genidens*, *Micropogonias furnieri*  
262 em 2001 e pelas maiores abundancias médias das espécies *Chloroscombrus*  
263 *chrysurus*, *C. edentulus* e *E. gula* em 2003.



264

Figura 4. Ordenação multidimensional (MDS) com base na similaridade quantitativa das espécies nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões (SC).

Em relação à distinção taxonômica média (Delta +), observou-se que todos os anos ficaram alocados dentro do intervalo de confiança e próximos da média esperada (Figura 5). Na variação da distinção taxonômica média (Lambda+), apenas o ano 2003 está fora do intervalo de confiança (Figura 6). O gráfico *biplot* de ambos os índices mostra os anos 2001, 2002 e 2003 com valores de Lambda+ inferiores aos de 1997 e de 2000, sendo 2000 o ano com maior valor de Delta+ (Figura 7).

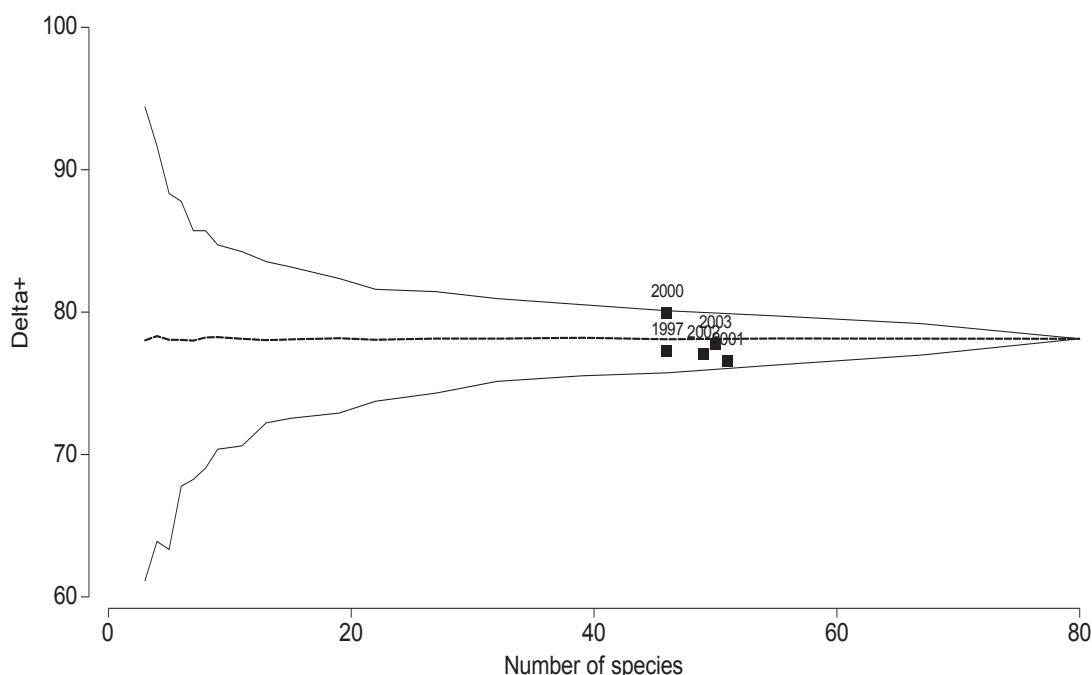


Figura 5. Distinção taxonômica média (Delta+) calculada para os anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões (SC), na qual a média esperada é representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança de 95% é dado pela linha sólida do entorno, em forma de funil.

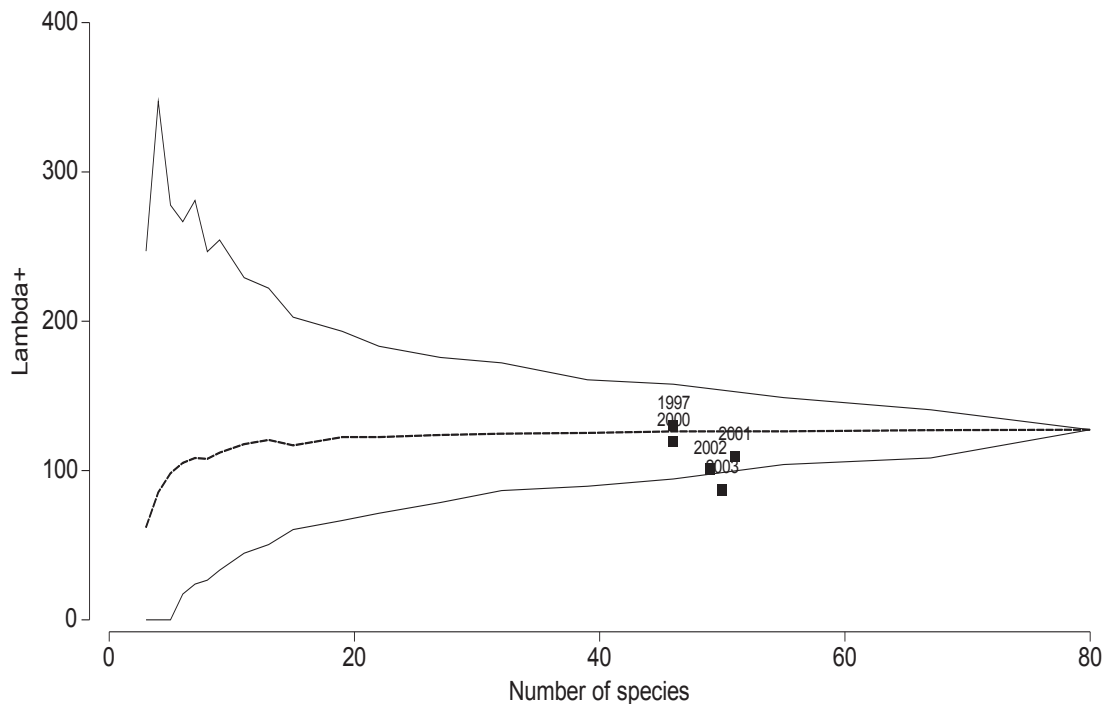


Figura 6. Variação da distinção taxonômica (Lambda+) calculada para os anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões (SC), na qual a média esperada é representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança de 95% é dado pela linha sólida do entorno, em forma de funil.

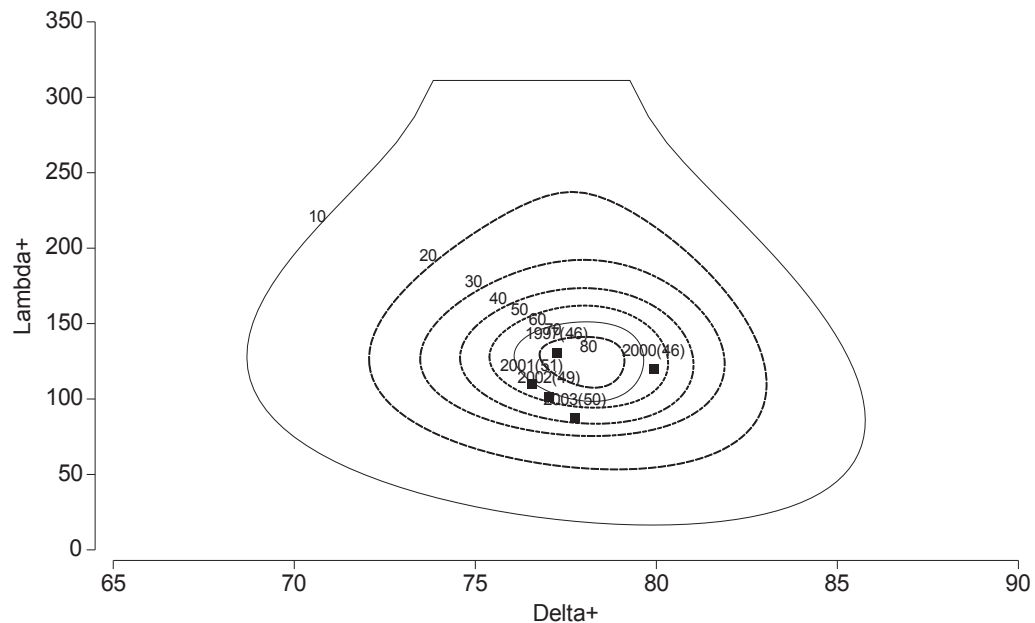


Figura 7. Lambda+ e Delta+ calculado para os anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 na enseada do Saco dos Limões (SC) no qual a elipse representa o valor do intervalo de confiança de 95% de probabilidade de se encontrar entre 40 e 80 espécies.

A ordenação MDS (Figura 8) e ANOSIM correspondente, baseadas nas porcentagens das guildas do uso do estuário não mostraram separação dos anos ( $R$ -Global = 0,065,  $P > 0,05$ ). Resultado semelhante (Figura 9) ocorreu com as análises baseadas nas porcentagens de guildas alimentares ( $R$ -Global = 0,086,  $P > 0,05$ ), apresentando distinção com sobreposição apenas entre os anos 1997 e 2002 ( $R = 0,269$ ,  $P < 0,05$ ). A análise SIMPER revela que esta diferenciação foi causada pelas maiores abundâncias médias de zoobentívoros em 1997 e zooplactívoros e onívoros em 2002.

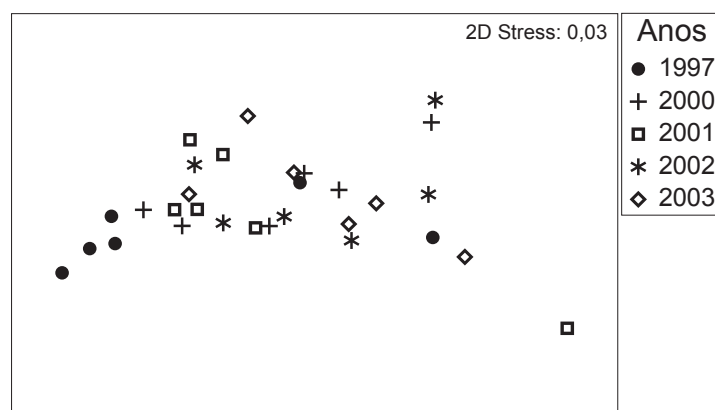


Figura 8. Ordenação multidimensional (MDS) com base na porcentagem das guildas de uso do estuário nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 da enseada Saco dos Limões (SC).

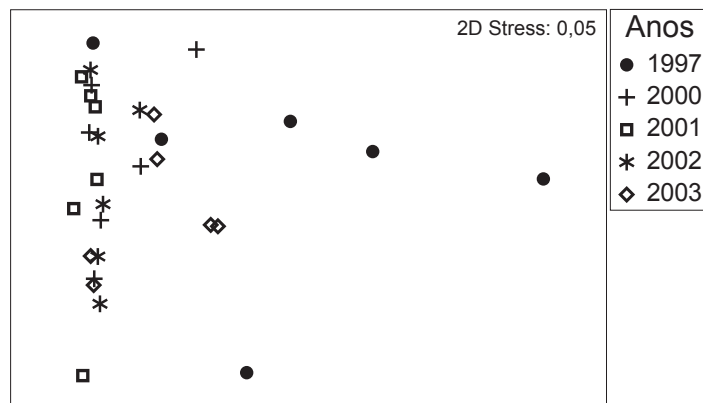


Figura 9. Ordenação multidimensional (MDS) com base na porcentagem das guildas alimentares nos anos de 1997, 2000, 2001, 2002 e 2003 da enseada Saco dos Limões (SC).

## DISCUSSÃO

A dinâmica natural das assembleias de peixes em ecossistemas de transição pode ser avaliada através das variações interanuais das diversidades taxonômicas e funcionais. Estudos em estuários brasileiros classificaram espécies de peixes em guildas funcionais (Vieira & Musick, 1994; Garcia & Vieira, 2001; Chaves & Bouchereau, 2004; Andrade-Tubino *et al.*, 2008; Vilar *et al.*, 2011, Passos *et al.*, 2013), porém, não avaliaram mudanças ao longo do tempo. A hipótese de que a construção da rodovia na enseada do Saco dos Limões possa ter influenciado na formação da assembleia de peixes foi parcialmente corroborada pela diferenciação taxonômica entre os anos avaliados, enquanto que as análises de guildas não mostraram clara distinção. O estudo de Passos *et al.* (2015) mostrou que as características funcionais também não foram úteis para diferenciar as assembleias ao longo de um gradiente de salinidade no Complexo Estuarino de Paranaguá. A abordagem de guildas pode ser mais significativa na comparação entre estuários em diferentes áreas biogeográficas e com espécies distintas (Elliott *et al.*, 2007; Harrison & Whitfield, 2008), ou também, quando uma maior quantidade de guildas é explorada (Garrison & Link, 2000).

O estudo da variação da diversidade taxonômica e funcional revelou que as métricas taxonômicas tradicionais foram melhores indicadores das mudanças estruturais do que os grupos funcionais na assembleia de peixes na enseada do Saco dos Limões. A presença/ausência de espécies foi mais eficiente para discriminar assembleias entre os anos do que porcentagem de espécies e presença/ausência de famílias. As diferenças taxonômicas entre os anos foram verificadas a partir da variação na abundância de *Genidens genidens*, *Eucinostomus gula*, *E. argenteus*, *Cetengraulis edentulus* e *Citharichthys spilopterus*, as cinco espécies mais abundantes no período. As análises de Distinção Taxonômica Média e a Variação de Distinção Taxonômica indicaram que a estrutura foi similar entre os anos amostrados. A semelhança observada na composição de espécies no período 2000-2003 pode estar associada ao término das obras de dragagem e aterro no local.

Evidências na composição específica do zooplâncton indicam diminuição de características estuarinas da área após a construção da rodovia, causado pelo aumento da salinidade e sobreposição da fauna marinha costeira (Veado & Resgalla, 2005). A dragagem significou um aumento na profundidade média da enseada do Saco dos Limões e por consequência, alterações na dinâmica hidrológica e na salinidade. Além disso, obras como esta são reconhecidas pelos impactos diretos sobre a biota aquática, causando modificação da diversidade biológica (Porto & Teixeira, 2002). Portanto, esperava-se encontrar diferenças na assembleia de peixes de modo que estas pudessem se relacionar aos impactos da obra. De fato, o ano de 1997, considerado o período de amostragem no qual ocorriam as obras, foi o que apresentou maior distinção em relação aos demais quanto a ordenações MDS de presença e ausência de famílias e de espécies.

Entretanto, deve-se considerar que não é possível afirmar que as diferenças encontradas sejam diretamente relacionadas ao impacto da obra, pois não foram coletados dados pretéritos. Além das alterações ambientais causadas por atividades humanas, a dinâmica natural das assembleias pode ser perturbada por eventos climáticos (Bevilacqua *et al.*, 2012). Na Lagoa dos Patos, mudanças nas guildas de uso do estuário foram verificadas em detrimento do fenômeno El Niño 1997-1998 (Garcia & Vieira, 2001), mesmo ano em que foram encontradas maiores diferenças na estrutura

taxonômica da assembleia de peixes na enseada do Saco dos Limões, mas sem clara diferenciação funcional.

A distribuição de guildas de uso do estuário entre os anos não apresentou diferenças porque as espécies visitantes marinhas e migrantes marinhas foram predominantes em todos os anos estudados. A alta ocorrência de espécies migrantes marinhas pode estar associada às características físicas da região, pois é uma baía com ampla abertura para o mar. Essa guilda também foi abundante em outras regiões estuarinas (Mclusky & Elliott, 2004; Eick & Thiel, 2014). Grande parte da comunidade de peixes estuarinos é originária de áreas marinhas e a abordagem de guildas reflete isso (Elliott *et al.*, 2007). Em ambientes costeiros, as adaptações fisiológicas nos peixes os permitem migrar para ambientes menos salinos, seja este comportamento relacionado com a finalidade de reprodução/alimentação ou não. Os visitantes marinhos tipicamente entram nos estuários apenas nas regiões próximas a desembocadura, onde as salinidades são de aproximadamente 35 PSU (Elliott *et al.*, 2007), contudo, a salinidade não é o único fator determinante na distribuição das guildas de uso de estuário (Passos *et al.*, 2013).

Quanto à guilda alimentar, o elevado número de espécies zoobentívoras encontrado na enseada do Saco dos Limões pode ser resultante da seletividade da rede de arrasto, que captura principalmente espécies demersais. A utilização de um único equipamento para a captura de peixes não é capaz de amostrar a composição da comunidade de modo representativo e pode favorecer o predomínio de determinadas guildas (Elliot & Dewailly, 1995). Além disso, no que se refere ao modo de alimentação das espécies, também é necessário considerar que distribuição trófica depende da sazonalidade das fontes de alimentos (Chaves & Bouchereau, 2004). Ao mesmo tempo, o fator ontogenia na alimentação é importante para classificar uma espécie em determinada guilda, já que as espécies podem mudar de guilda alimentar durante a vida (Elliott *et al.* 2007).

Na enseada do Saco dos Limões dominaram em número de espécies os peixes pertencentes à guilda visitantes marinhos, seguidos pelos migrantes marinhos e pelas espécies estuarinas, nem como a maioria das espécies eram zoobentívoros, seguidos por piscívoros. Esta distribuição de guildas é semelhante à encontrada por outros autores em estuários no sul do Brasil (Chaves & Bouchereau, 2004; Vilar *et al.*, 2011, Passos *et al.*, 2013), Apesar da importância das métricas funcionais para compreender como os peixes utilizam os recursos do ambiente, as análises de guildas de uso do estuário e alimentar não revelaram variação temporal da assembleia do Saco dos Limões. A influencia da obra de dragagem na assembleia de peixes da enseada foi melhor detectada pelas métricas taxonômicas, embora fatores ambientais, como o fenômeno El Niño no ano de 1997, possam justificar as diferenças observadas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos profissionais envolvidos nas coletas e identificação das amostras, ao DEER/SC pelo apoio financeiro e ao CTTMar/UNIVALI pela viabilização dos estudos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Tubino, M. F., Ribeiro, A. L. R. & Vianna, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, p. 640–661, 2008.
- Barletta, M. & Blaber, S. J. M. Comparison of Fish Assemblages and Guilds in Tropical Habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) Estuaries. *Bulletin of Marine Science*, v. 80, p. 647–680, 2007.
- Betancur-R, R., Wiley, E. O., Arratia, G., Acero, A., Bailly, N., Miya, M., Lecointre, G. & Orti, G. (2017). Phylogenetic classification of bony fishes. *BMC evolutionary biology*, 17(1), 162.
- Bevilacqua, S., Plicanti, A., Sandulli, R. & Terlizzi, A. Measuring More of  $\beta$ -Diversity: Quantifying Patterns of Variation in Assemblage Heterogeneity. An Insight from Marine Benthic Assemblages. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 140–148, 2012.
- Chaves, P. & Bouchereau, J. L. Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. *Acta Adriatic*, v.45, p. 83-94. 2004.
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A. & Batalha, M. A. Diversidades Filogenética e Funcional: Novas Abordagens Para a Ecologia de Comunidades. *Biota Neotropica*, v. 9, p. 93–103, 2009.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. *Getting started with PRIMER v7*. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 2015.
- Denadai, M. R.; Santos, F. B.; Bessa, E. & Fernandez, W. S. Population biology and diet of *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Pomadasyidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 61:1947-1954. 2013.
- Eick, D. & Thiel, R. Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. *Marine Biodiversity*, v. 44, n. 4, p. 559-580, 2014.
- Elliott, M. & Dewailly, F. The Structure and Components of Europeans Estuarine Fish Assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, v. 29, p. 397–417, 1995.
- Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G. & Harrison, T. D. The Guild Approach to Categorizing Estuarine Fish Assemblages : A Global Review. *Fish and Fisheries*, v. 8, p. 241–268, 2007
- Eschmeyer, W.N. (2020) Catalog of Fishes, California Academy of Sciences, San Francisco.<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (último acesso em 24/03/2020)
- Falcão, M. G., Pichler, H. A., Spach, H. L., Barril, M. E., Cristina, K., Araujo, B. De & Godefroid, R. S. A Ictiofauna Como Indicador de Qualidade Ambiental Em Planícies de Maré Do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil. *Cadernos da Escola de Saúde -*



- 444 *Ciências Biológicas*, v. 1, p. 1–16, 2008.
- 445 Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed.  
446 São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v.II. Teleostei (1). 110p., 1978.
- 447 Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed.  
448 São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. III. Teleostei (2). 90p., 1980.
- 449 Fischer, W. (ed). *FAO species identification sheets for fishery purposes: Western*  
450 *Central Atlantic (Fishing Area 31)*. FAO, Rome, 1978.
- 451 Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. & Torricelli, P. Life strategies of fishes in European  
452 estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, v. 354, p.  
453 219-228, 2008.
- 454 Froese, R. & Pauly, D. Editors. *FishBase. World Wide Web electronic publication*.  
455 [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (08/2019), 2019.
- 456 Garcia, A. M. & Vieira, J. P. O Aumento Da Diversidade de Peixes No Estuário Da  
457 Lagoa Dos Patos Durante o Episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, v. 23, p. 133–152,  
458 2001.
- 459 Garrison, L. P. & Link, J. S. Dietary Guild Structure of the Fish Community in the  
460 Northeast United States Continental Shelf Ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*,  
461 v. 202, p. 231–240, 2000.
- 462 Guimarães, R. Z. P. *Sistemática e Biogeografia de Rypiticus (Teleostei: Serranidae)*.  
463 Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 104 p. 1996.
- 464 Harrison, T. D. & Whitfield, A. K. Geographical and Typological Changes in Fish Guilds  
465 of South African Estuaries. *Journal of Fish Biology*, v. 73, p. 2542–2570, 2008.
- 466 Lobry, J., Mourand, L., Rochard, E. & Elie, P. Structure of the Gironde Estuarine Fish  
467 Assemblages: A Comparison of European Estuaries Perspective. *Aquatic living*  
468 *resources*, v. 16, p. 47–58, 2003.
- 469 Martinho, F., Viegas, I., Dolbeth, M., Leitão, H. N., Cabral, H. N.; Pardal, M. A.  
470 Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: Performance  
471 evaluation under climatic instability. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 56, n. 11, p. 1834-1843, 2008.
- 472 Marceniuk, A. P., Caires, R., Siccha-Ramirez, R., & Oliveira, C. (2016). Review of the  
473 harvestfishes, genus *Peprilus* (Perciformes: Stromateidae), of the Atlantic coast of  
474 South America. *Zootaxa* **4098**, 311-332.
- 475 Marceniuk, A. P. (2018) Chave para identificação das espécies de bagres marinhos  
476 (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Boletim do Instituto de Pesca* **31**, 89-101.
- 477 Menezes, N.A.; Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed.  
478 São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. VI. Teleostei (3). 96p., 1980.
- 479 Menezes, N.A.; Figueiredo, J.L. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed.  
480 São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. V. Teleostei (4). 105p, 1985.

481 Mcluskay, D. S. & Elliott, M. (2004) *The Estuarine Ecosystem*, 3rd ed.

482 Otero, M. E. B., Spach, H. L., Pichler, H. A., Queiroz, G. M. L. N. de, Santos, C. & Silva,  
 483 A. L. C. da. O Uso de Atributos Das Assembléias de Peixes Para Avaliar a Integridade  
 484 Biótica Em Hábitats Rasos Das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta*  
 485 *Biologica Paranaense*, v. 35, p. 69–82, 2006.

486 Passos, A. C., Contente, R. F., Abbatepaulo, F. V., Spach, H. L., Vilar, C. C., Joyeux, J.  
 487 C., Cartagena, B. F. C. & Fávaro, L. F. Analysis of Fish Assemblages in Sectors along a  
 488 Salinity Gradient Based on Species, Families and Functional Groups. *Brazilian Journal*  
 489 *of Oceanography*, v. 61, p. 251–264, 2013.

490 Ribeiro, G. C., Cattani, A. P. Hostim-Silva, M. Clezar, L. dos Passos A. C., Cardoso O.  
 491 R. & Spach H. L. Ichthyofauna marine of the island of Santa Catarina, southern Brazil:  
 492 checklist with comments on the species. *Biota Neotropica* **19**: 1-11, 2019.

493 Silva-Junior, D. R., Carvalho, D. M. T.; Vianna, M. The catfish *Genidens genidens*  
 494 (CUVIER, 1829) as a potential sentinel species in Brazilian estuarine waters. *Journal of*  
 495 *Applied Ichthyology*, p. 1-7, 2013.

496 Souza-Conceição, J. M. & Schwingel, P. R. Age and Growth of *Cetengraulis Edentulus*  
 497 (Clupeiformes: Engraulidae) in a Subtropical Bight of Southern Coast Brazil. *Zoologia*,  
 498 v. 28, p. 297–304, 2011.

499 Veado, L. & Resgalla, C. Alteração Da Comunidade Zooplanctônica Do Saco Dos  
 500 Limões Após Impacto Das Obras Da via Expressa Sul - Baía Sul Da Ilha de Santa  
 501 Catarina *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technologi*, v. c 9, p. 65–73, 2005.

502 Vieira, J. P. & Musik, J. A. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical  
 503 estuaries of western Atlantic. *Atlântica*, v. 16, p. 31–53, 1994.

504 Vilar, C. C., Spach, H. L. & Joyeux, J. C. Spatial and Temporal Changes in the Fish  
 505 Assemblage of a Subtropical Estuary in Brazil: Environmental Effects. *Journal of the*  
 506 *Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 91, p. 635–648, 2011.

507 Whitfield, A. K. & Elliott, M. Fishes as Indicators of Environmental and Ecological  
 508 Changes within Estuaries : A Review of Progress and Some Suggestions for the Future.  
 509 *Journal of Fish Biology* v. 61, p. 229–250, 2002.

# INTERANUAL ANALYSIS OF BETA DIVERSITY IN TRANSITIONAL WATERS IN THE SOUTHERN BRAZILIAN COAST

## ANÁLISE INTERANUAL DA DIVERSIDADE BETA EM ÁGUAS TRANSICIONAIS NA COSTA DO SUL DO BRASIL

**Revista no qual foi submetido:** Marine Biodiversity\* ISSN (1867-1616). Fator de impacto: 1.743 (2019) Qualis CAPES: B1

\*Capítulo submetido e formatado conforme as normas da revista.

**Autores:** Afonso, Maíra G.<sup>1</sup>; Cavalcante, Lorraine L. <sup>2</sup>; Schwingel, Paulo R.<sup>3</sup>; Spach, Henry L.<sup>1</sup>

1 Universidade Federal do Paraná, (Centro de Estudos do Mar), Pontal do Paraná (Paraná), Brazil, [mairagafonso@gmail.com](mailto:mairagafonso@gmail.com)

2 Universidade Federal do Paraná, (Setor de Ciências Biológicas), Curitiba (Paraná), Brazil

3 Universidade do Vale do Itajaí - Escola do Mar, Itajaí, (Santa Catarina), Brazil.

### Abstract

Beta diversity is a measure of changes in the composition of biological communities over time. In transitional waters, environmental heterogeneity and anthropogenic impacts are major factors in biota alteration, making these environments excellent models for diversity studies. This study evaluated the temporal behavior of beta diversity of fish in South Bay, a Brazilian subtropical bay impacted by landfill and dredging activities. The beta diversity variation of fish in this environment showed differences between small and medium scale analysis. Although no medium-scale trends were identified, the variation in beta diversity was reduced in the final years of the sampled period, indicating a system restabilization. And at smaller scales, it was possible to identify a strong trend towards environmental homogenization in the sites closest to the anthropic impact. Reduction in diversity may be associated with decreased mangrove area after landfill and dredging activities. Thus, this study highlights the importance of considering scale when assessing community responses to human impacts.

**Key words:** species replacement, anthropogenic impacts, bay, fish fauna, turnover.

### 1 Introduction

Biological communities vary over space and time and the causes of these changes are a central and growing theme in ecology (Pennisi 2005; Siqueira et al. 2015). Beta diversity indicates variation in species composition across spatial or temporal gradients (Ricklefs 2010), so local factors and long-term processes that determine regional patterns

34 of biodiversity can be identified (Ricklefs 2004). The community structure can present both non-directional variation  
35 between sampling units in a spatial or temporal scale (*nestedness*) and species turnover along a spatial, temporal or  
36 environmental gradient (Anderson et al. 2013).

37         Spatial analysis of biodiversity is much more frequent than temporal analysis (Magurran and Henderson  
38 2010), however, beta diversity allows the recognition of biota heterogenization or homogenization processes over time,  
39 that is, decrease and increase in similarities, respectively (Olden et al. 2006). Anthropogenic impacts result in  
40 deleterious effects on biodiversity, altering its structure and functioning and slowly weakening the resilience of the  
41 system (Lotze et al. 2006). When disturbed environment conditions select tolerant species, there may be  
42 homogenization of the assemblage. On the other hand, when the disturbance ends up creating a mosaic of disturbed  
43 spots, heterogenization can occur (Appolloni et al. 2017). Temporal analyses of beta diversity in aquatic neotropical  
44 systems have been poorly performed, especially in the marine environment (Olden et al. 2018).

45         In marine systems, beta diversity has been a remarkable conservation tool (Thrush et al. 2010), as it allows the  
46 understanding of ecological homogenization processes related to human activities, as well as helping to implement  
47 marine conservation units (Bevilacqua et al. 2012). Coastal regions are socially, economically and ecologically  
48 important, providing environmental services such as commercial fish stocks, provision of habitats, nurseries, filtration  
49 by benthic organisms and vegetation (Barbier et al. 2011). In these environments, estuaries and bays are the most  
50 altered and threatened, with high exploitation of the fish fauna. Fish play a key role in the coastal stability by acting on  
51 disease and invasive species control, nutrient recycling, carbon flow regulation and substrate action (Holmlund and  
52 Hammer 1999).

53         In coastal waters, environmental heterogeneity occurs on a local scale due to high variation in salinity,  
54 temperature, turbidity and depth, connectivity to adjacent marine habitat and habitat diversity (Tittensor et al. 2010;  
55 Vasconcelos et al. 2015). Thus, in these environments with high environmental dynamics, we can best identify the way  
56 beta diversity varies over space and time (Anderson et al. 2013). Moreover, these environments have high productivity  
57 arising from the transport of nutrients from river inputs (Mclusky and Elliott 2004). The environmental mosaic created  
58 by these factors, combined with the vertical stratification of aquatic environments, establishes a high variation among  
59 local communities, allowing the coexistence of different species (Patrick and Brown 2018). Environmental  
60 heterogeneity, spatial extent and productivity are the main factors that may explain the variation in beta diversity in  
61 these ecosystems (Chase 2010; Astorga et al. 2014).

62         Aiming to evaluate temporal trends in beta diversity of the fish fauna in an environment with high spatial  
63 heterogeneity, this study investigated the structure of the fish fauna in South Bay, State of Santa Catarina, an area of

transitional waters in southern Brazil impacted by human activities (dredging and landfill activities). Thus, the present study contributes to the understanding of how a fish assemblage can respond to anthropogenic actions over time in coastal environments.

## 2. Material and methods

### 2.1 Study area

The study area covers the cove located on the eastern shore of South Bay (27°35' S and 48°32'), between Santa Catarina Island and the mainland (Figure 1). It is an extensive intertidal plain near two areas of conservation interest: the Pirajubaé Marine Extractive Reserve (RESEX) and the Tavares River Mangrove (Veado and Resgalla 2005). The cove is characterized by shallow (2-8 m) and calm waters, sandy muddy bottom, high biological productivity, generated by the Tavares River inflow (Souza-Conceição and Schwingel 2011). Here, six sampling sites were defined (Figure 1).

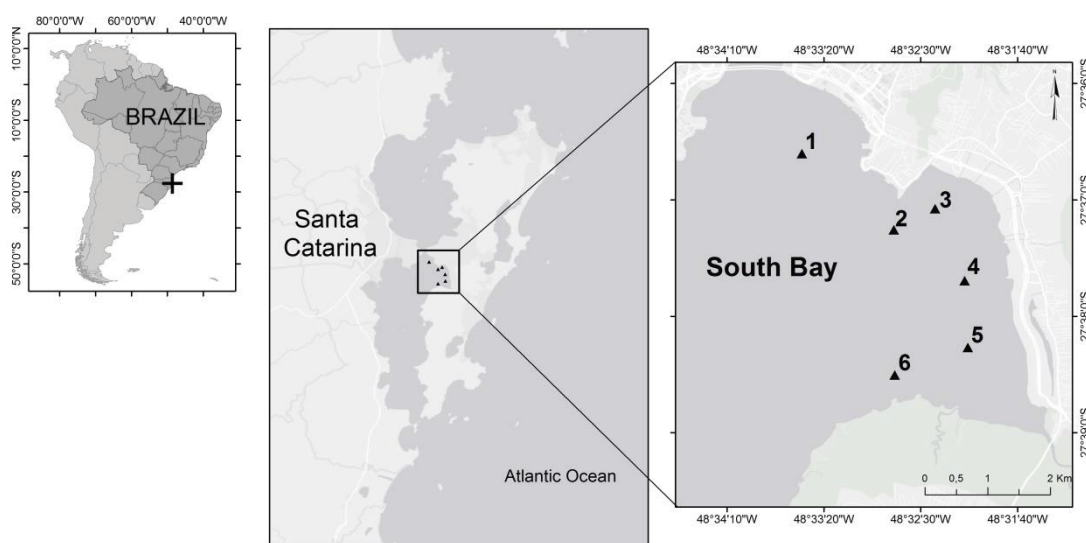


Fig1. Location of sampling sites (1 to 6) in South Bay (State of Santa Catarina - Brazil).

### 2.2 Sampling

In 1996, on the shores of South Bay, Via Expressa Sul Highway started to be constructed, a highway that took  $8.5 \times 10^6 \text{ m}^3$  sand from a deposit located in South Bay, producing a 15.9 km long landfill (Veado and Resgalla 2005). The monitoring of probable impacts of the work was carried out during and after dredging activities, carried out between 1996 and 1998 (Veado and Resgalla 2005).

84 In this monitoring, fish fauna was sampled at six sampling sites (Figure 1) through a 10-minute trawl, with a  
85 4.5 m long, 7.5 m top and 9 m bottom net, and mesh with 12 mm between opposite knots. Species identification was  
86 based on the dichotomous keys of Figueiredo & Menezes (1978, 1980), Fischer (1978) and Menezes & Figueiredo  
87 (1980, 1985). Samplings were conducted every two months between 1997 and 2008, but for this study only the  
88 comparable years were selected, since differences in the number of samples influence the species richness. The years  
89 analyzed were 1997, 2000, 2002, 2003, 2005, 2006, 2007 and 2008.

90

### 91 2.3 Analysis

92 Analyses were performed using using the statistical software system R (R Core Team, 2018). A species  
93 absence/presence matrix was used to measure dissimilarity (total and components) between multiple samplings  
94 (Baselga and Orme 2012) with Sorensen index using the *beta.multi* function of the *betapart* package (Baselga et al.  
95 2013). Multiple sampling evaluation was carried out to avoid loss of information on the number of species shared  
96 among three or more samples and the dependence on pairwise similarities (Baselga et al. 2007).

97 Beta diversity in mesoscale was calculated for each group, which was formed by sampling sites in each  
98 month and year. To check the temporal pattern of diversity, a linear regression, *lm* function of the *MASS* package  
99 (Venables and Ripley 2002) was performed. In order to meet the assumptions of normality (Shapiro-Wilks test) and  
100 homoscedasticity of residues (Durbin-Watson test), data from the October 1997 samplings with only three samplings  
101 were disregarded. Thus, only years with at least three months of sampling and five sampling sites in each month were  
102 used.

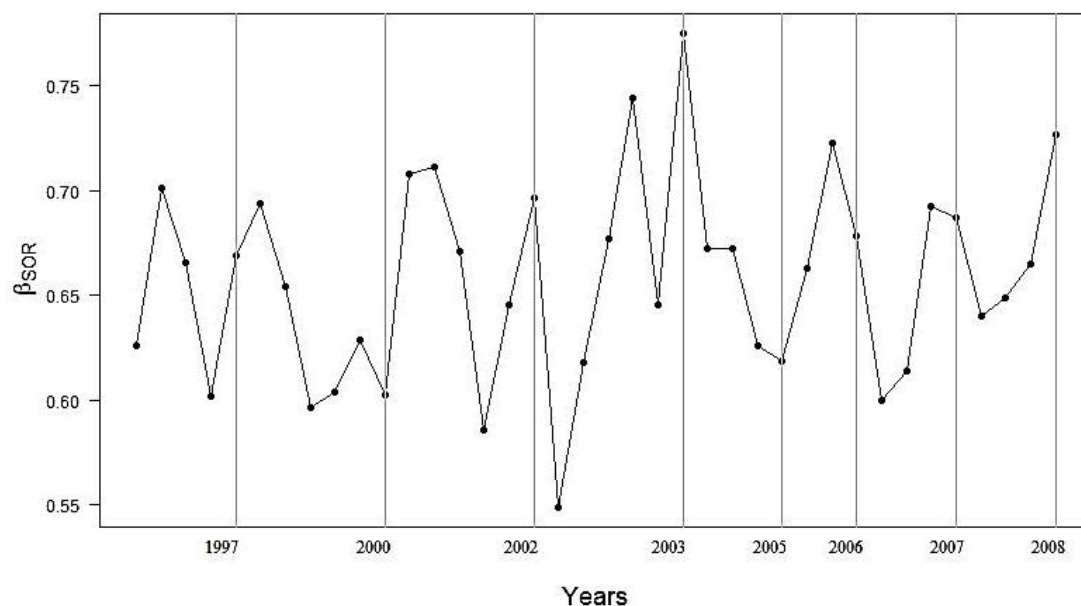
103 To check for changes in small-scale beta diversity, the time trend by sampling site was modeled. For this, the  
104 group used in the beta diversity calculation was represented by the months collected in each year at each site. Multiple  
105 sampling and *lm* evaluation were used to verify temporal trends.

106

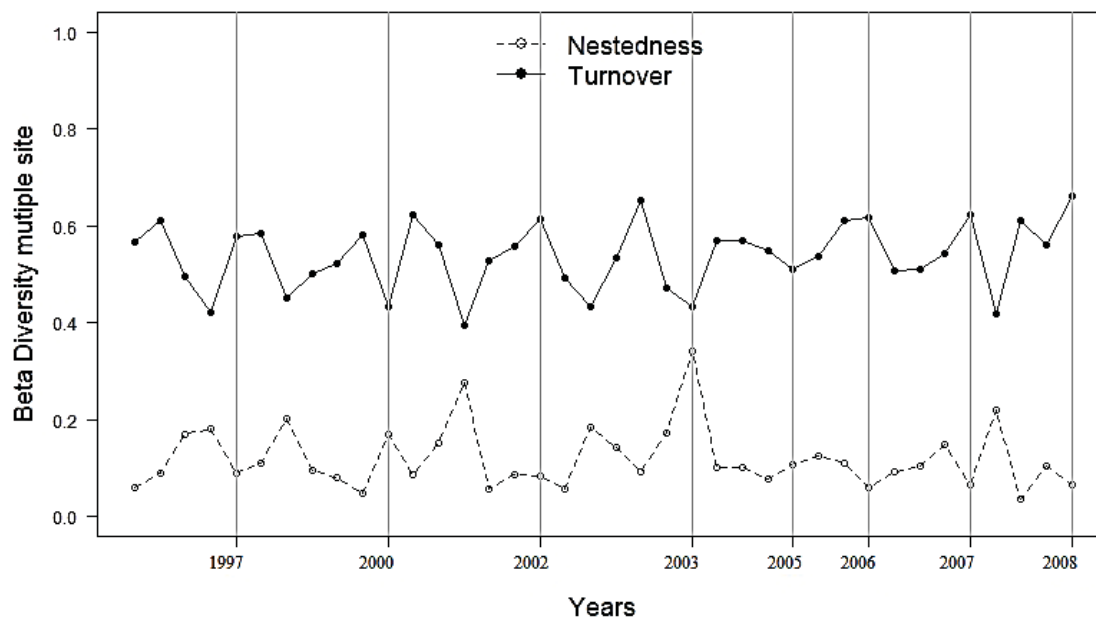
## 107 3. Results

108 On a mesoscale, the total dissimilarity varied between years and showed an increasing trend (Estimate =  
109 0.0007) (Figure 2), but it did not show a significant relationship with time (F: 1.56;  $R^2 = 0.028$ ; P = 0.31). The variation  
110 in the overall beta diversity occurred predominantly by species replacement (turnover) with an index always higher than  
111 the non-directional variation (*nestedness*). These components showed opposite trends over time, however, non-

112 significant (*TURNOVER* Estimates = 0.001;  $R^2 = 0.036$ ,  $F = 1.37$ ,  $P = 0.24$ / *NESTEDNESS* Estimates = - 0.0004;  $R^2 =$   
 113 0.006;  $F = 0.24$ ;  $P = 0.62$ ) (Figure 3).



114  
 115 Fig2. Temporal variation of the overall beta diversity (dissimilarity using Sorensen index -  $\beta_{SOR}$ ) in the fish fauna of  
 116 South Bay, State of Santa Catarina, Brazil, between 1997 and 2008.



117  
 118 Fig3. Temporal variation of the components of the fish fauna beta diversity in South Bay, State of Santa Catarina -  
 119 Brazil, between 1997 and 2008. *Nestedness* (variation) ( $\beta_{SNE}$ ) and *Turnover* (species replacement) ( $\beta_{SIM}$ ).

120 On a small scale (sites), changes occurred in the fish community over time. There was a reduction in fish fauna  
 121 dissimilarity over the years, except for site 1, which showed an increase in dissimilarity (Figure 4). The trend was  
 122



significant for sites 4 ( $F_{1:7}$ : 12.46;  $P$ : 0.009;  $R^2$ : 0.58) and 5 ( $F_{1:7}$ : 6.874;  $P$ : 0.03;  $R^2$ : 0.42), which are closest to the dredging site in the bay.

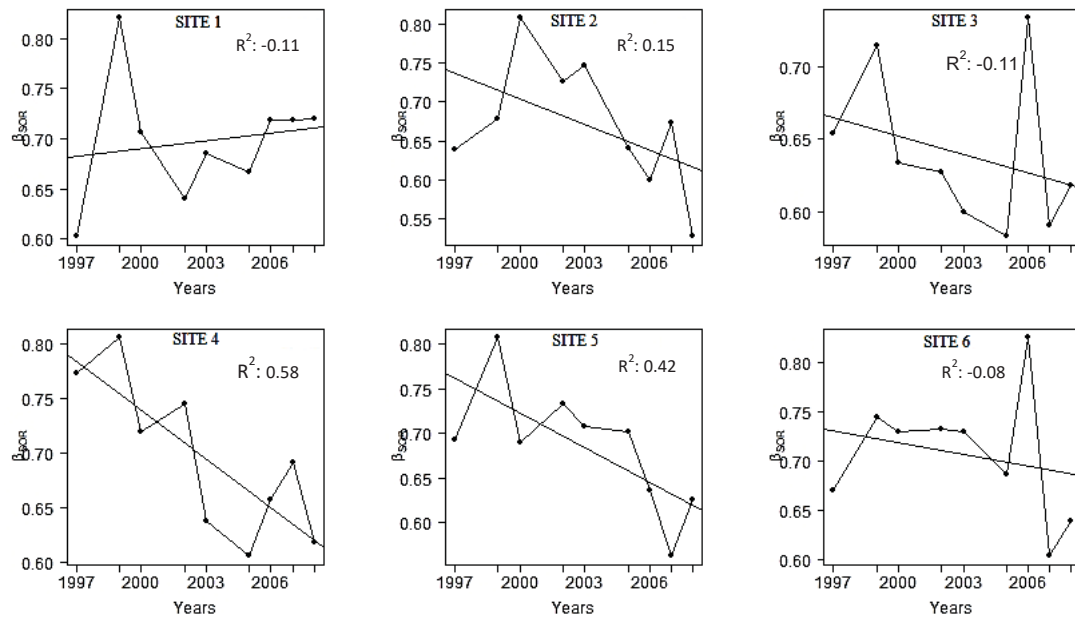


Fig4. Temporal variation and trendline of the overall beta diversity (Sorensen) of the fish fauna at six sites in South Bay, State of Santa Catarina, Brazil, between 1997 and 2008.

#### 4. Discussion

The analysis of beta temporal diversity at different scales allows the analysis of the effect of anthropogenic impacts. Human activities can cause major disturbances in the natural dynamics of assemblages (Bevilacqua et al. 2012). The transitional environment in the South Bay, State of Santa Catarina (Brazil), was impacted by works of embankment and dredging of sediments from 1996 and 1998. These activities modified the ecosystem by suppressing the mangrove area, altered the hydrography, caused the resuspension of particles, modifying the turbidity of the water column, altering the structure of biological communities. Disturbance-sensitive species tend to migrate while resistant species remain in place. The environment still has fluctuations in diversity years after the work is finished, but it tends to show a new condition in a different composition from the pre-impact one. A new community structure is established after the punctual change in the ecosystem.

The study on the beta diversity variation of fish in this environment showed differences between small and medium scale analysis. The results showed a trend of increased fish diversity when observed in a mesoscale, however, at a smaller scale, the sampling sites presented a reduction in diversity during the analyzed period. In fact, the sites showed greater diversity declines the closer they were to the dredging site.

143 From the end of the works in 1998, beta diversity fluctuates in the subsequent period until 2003, but variation  
144 is then attenuated, indicating that the environment reaches a new stability, but with less biodiversity. Even though it is a  
145 transitional environment, the fish assemblage presents low beta diversity indices over the years. This biotic  
146 homogenization was only perceived by analyzing the sampling sites separately, on a small scale. This result is  
147 corroborated by the fact that the sites that showed significant reduction in diversity (4 and 5) were closer to where the  
148 disturbance was most pronounced.

149 Areas that show decline in beta diversity may be priority locations for preserving regional diversity, so it is  
150 necessary to understand fluctuations and the factors involved (Teshima et al. 2016). At the same time, by analyzing the  
151 variation in beta diversity at the mesoscale, South Bay, the tendency to heterogenization was not significant. In this  
152 environment, oscillations in the structure of the fish fauna were better perceived on a local scale. Small-scale  
153 fragmentation in investigating changes in diversity may provide more robust information on the subtle effects of human  
154 disturbance (Bevilacqua et al. 2012).

155 The tendency to homogenization was better observed the closer the site was to impact. Most of the sampling  
156 sites show a reduction in diversity, except for site 1, located outside the cove, which showed an opposite tendency. This  
157 difference may be explained by the greater distance of site 1 to the grounded margin and dredging site. The tendency  
158 towards heterogeneity observed in site 1 may be related to the inflow of coastal water, origin of organisms available to  
159 colonize the environment (Veado and Resgalla 2005). Because of this, it should be considered that site 1 is causing  
160 noise in the analysis of mesoscale beta diversity, attenuating the tendency of variation.

161 Further, the temporal variation of the turnover and nestedness components showed opposite trends in the  
162 sampled years. According to Baselga (2010), turnover and nestedness are the result of two opposite processes: species  
163 replacement and species loss, respectively. The homogenization observed in the community structure occurred mainly  
164 by turnover and may have occurred as a cascade effect on the trophic web. After the impact of the highway work in the  
165 region, there was replacement of estuarine zooplankton species with coastal marine species, indicating an increase in  
166 salinity and also lower food availability (Veado and Resgalla 2005).

167 High connectivity between fragments of an environment can help recovery after disturbances by  
168 incorporating biotic and abiotic factors throughout the system (Scheffer et al. 2012). At a local scale, even though with  
169 species loss, most species and functional groups persist, thus maintaining their potential for recovery. In order for the  
170 environment to be more likely to recover, efforts must be made to protect and restore the environment (Lotze et al.  
171 2006). In Marine Protected Areas (MPA), well-structured patterns of fish species distribution are observed, which can  
172 be considered as a characteristic of good ecological conditions and influence the recovery of disturbed communities

(Appolloni et al. 2017). In the case of the region studied, the Pirajubaé Extractive Reserve (RESEX) is designed to protect the ecosystem and livelihoods of local artisanal fishermen. However, an extension of RESEX as an ecosystem recovery factor is unlikely. At the same time, there is no evidence of MPA effectiveness for fish fauna, since fishing is allowed on site. This activity is one of the major human impacts on coastal environments and has the potential to significantly increase small-scale homogeneity of assemblages (Appolloni et al. 2017).

The consequences of dredging and fishing activities in the South Bay act in synergy with other anthropogenic stressors not addressed in the present study, such as pollution, urban occupation and climate change (Magurran et al. 2015). These impacts cause homogenization of communities at a large-scale (Balata et al. 2007; McGill et al. 2015) resulting in remarkable changes in ecosystem functioning (Frainer et al. 2017). Nonetheless, although the application of beta diversity in marine communities is incipient (Terlizzi et al. 2009), it is crucial in detecting the effect of human disturbance on assemblage heterogeneity (Bevilacqua et al. 2012). Human impacts cause community transformations that manifest themselves in relatively small geographic areas and short time periods (Magurran et al. 2015). Thus, it is evident in the present study that the understanding of community responses to impacts depends on the spatiotemporal scale of the study under investigation.

## 5. Acknowledgments

The authors would like to thank the professionals involved in the collection and identification of the samples, DEER / SC for the financial support and CTTMar /UNIVALI for the feasibility of the studies.

## 6. References

- Anderson MJ, Tolimieri N, Millar RB (2013) Beta Diversity of Demersal Fish Assemblages in the North-Eastern Pacific: Interactions of Latitude and Depth. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0057918
- Appolloni L, Bevilacqua S, Sbrescia L, et al (2017) Does full protection count for the maintenance of  $\beta$ -diversity patterns in marine communities? Evidence from Mediterranean fish assemblages. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 27:828–838. doi: 10.1002/aqc.2750
- Astorga A, Death R, Death F, et al (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: The case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol Evol* 4:2693–2702. doi: 10.1002/ece3.1124
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, et al (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol Monogr* 81:169–193 doi: 10.1890/10-1510.1
- Baselga A, Jiménez-Valverde A, Niccolini G (2007) A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biol Lett* 3:642–645doi: 10.1098/rsbl.2007.0449
- Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness of beta diversity. *Glob Ecol Biogeogr* 19: 134–143 doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- Baselga A (2013) Separating the Two Components of Abundance-Based Dissimilarity: Balanced Changes in Abundance vs. Abundance Gradients. *Meth Ecol Evol* 4: 552–557 doi: 10.1111/2041-210X.12029

Baselga A, Orme CDL (2012) Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol Evol*. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

Balata D, Piazzini L, Benedetti-Cecchi L (2007) Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* 88:2455–246. doi: 10.1890/07-0053.1

Bevilacqua S, Plicanti A, Sandulli R, Terlizzi A (2012) Measuring more of  $\beta$ -diversity: Quantifying patterns of variation in assemblage heterogeneity. An insight from marine benthic assemblages. *Ecol Indic* 18:140–148. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.11.006

Chase JM (2010) Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328:1388–1391. doi: 10.1126/science.1187820

Figueiredo JL, Menezes NA (1978) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v.II. Teleostei (1). 110p.

Figueiredo JL, Menezes NA (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. III. Teleostei (2). 90p.

Fischer W (1978) FAO species identification sheets for fishery purposes: Western Central Atlantic (Fishing Area 31). FAO, Rome.

Frainer A, Primicerio R, Kortsch S, et al (2017) Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proc Natl Acad Sci* 114:201706080. doi: 10.1073/pnas.1706080114

Holmlund CM, Hammer M. (1999) Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol econ*, 29: 253-268. doi: 10.1016/S0921-8009(99)00015-4

Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, et al (2006) Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312:1806–1809. doi: 10.1126/science.1128035

Magurran AE, Dornelas M, Moyes F, et al (2015) Rapid biotic homogenization of marine fish assemblages. *Nat Commun* 6:1–5. doi: 10.1038/ncomms9405

Magurran AE, Henderson PA (2010) Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365:3611–3620. doi: 10.1098/rstb.2010.0285

McGill BJ, Dornelas M, Gotelli NJ, Magurran AE (2015) Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. *Trends Ecol Evol* 30:104–113. doi: 10.1016/j.tree.2014.11.006

Mclusky DS, Elliott M (2004) *The Estuarine Ecosystem*, 3rd ed.

Menezes NA, Figueiredo JL (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. VI. Teleostei (3). 96p.,

Menezes NA, Figueiredo JL (1985) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. V. Teleostei (4). 105p.

Olden JD, Rooney TP (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob Ecol Biogeogr* 15:113-120. doi: 10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x

Olden JD, Comte L, Giam X (2018) The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. *NeoBiota* 37:23. doi: 10.3897/neobiota.37.22552

Patrick CJ, Brown BL (2018) Species pool functional diversity plays a hidden role in generating  $\beta$ -diversity. *Amer Natural* 191: 159-170. doi: 10.1086/696978

Pennisi E (2005) What determines species diversity. *Science* (80- ) 309:90. doi: 10.1126/science.309.5731.90

R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Ricklefs RE (2010) *A economia da natureza*, 6th ed.

250 Ricklefs RE (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecol. Lett.* 7:1–15. doi:  
251 10.1046/j.1461-0248.2003.00554.x

252 Scheffer M, Carpenter SR, Lenton TM, et al (2012) Anticipating critical transitions. *Science* 338.6105: 344-348. doi:  
253 10.1126/science.1225244

254 Siqueira T, Bini LM, Thomaz SM, Fontaneto D (2015) Biodiversity analyses: are aquatic ecologists doing any better  
255 and differently than terrestrial ecologists? *Hydrobiologia* 750:5–12. doi: 10.1007/s10750-014-2071-6

256 Souza-conceição JM, Schwingel PR (2011) Age and growth of *Cetengraulis edentulus* (Clupeiformes: Engraulidae) in a  
257 subtropical bight of Southern Coast Brazil. *Zoologia* 28:297–304. doi: 10.1590/S1984-46702011000300003

258 Terlizzi A, Anderson MJ, Bevilacqua S, et al. (2009) Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa  
259 reflect heterogeneity in species composition? *Divers Distrib* 15: 450-458. doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00551.x

260 Teshima FA, Mello BJG, Ferreira FC, Cetra M (2016) High  $\beta$  -diversity maintains regional diversity in Brazilian  
261 tropical coastal stream fish assemblages. *Fish Manag Ecol* 23:531–539. doi: 10.1111/fme.12194

262 Thrush SF, Hewitt JE, Cummings VJ, et al. (2010)  $\beta$ -diversity and species accumulation in Antarctic coastal benthos:  
263 influence of habitat, distance and productivity on ecological connectivity. *PLoS ONE* 5. 5(7): e11899. doi:  
264 10.1371/journal.pone.0011899

265 Tittensor DP, Mora C, Jetz W, et al (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*  
266 466:1098–1101. doi: 10.1038/nature09329

267 Vasconcelos RP, Henriques S, França S, et al (2015) Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries.  
268 *J Anim Ecol* 84:1331–1341. doi: 10.1111/1365-2656.12372

269 Veado L, Resgalla C (2005) Alteração da comunidade zooplancônica do Saco dos Limões após impacto das obras da  
270 via expressa sul - baía sul da ilha de Santa Catarina. *Brazilian J Aquat Sci Technol* 9:65–73. doi:  
271 10.14210/bjast.v9n2.p65-73

272 Venables WN, Ripley BD (2002) *Modern Applied Statistics with S*. 4th ed.

273

# CO-OCCURRENCE OF FISH SPECIES AFTER DRAGAGE IN A TRANSITIONAL ENVIRONMENT IN THE SOUTHERN COAST OF BRAZIL

## CO-OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE PEIXES APÓS DRAGAGEM EM AMBIENTE TRANSICIONAL NO LITORAL SUL DO BRASIL

**Revista pretendida:** Oecologia Australis\* ISSN (2177-6199). Fator de impacto 0.26  
Qualis CAPES: B3

\*Capítulo submetido e formatado conforme as normas da revista.

*Maíra Gnoatto Afonso<sup>1</sup>, Paulo Ricardo Schwingel<sup>2</sup> & Henry Louis Spach<sup>1</sup>*

1 Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná - UFPR, Avenida Beira Mar, s/n, Pontal do Sul, CEP - 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brasil.

2 Escola do Mar, Ciência e Tecnologia, Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Rua Uruguai, 458, CEP 88302-901, Itajaí, SC, Brasil.

E-mails: mairagafonso@gmail.com; schwingel@univali.br; henry@ufpr.br

Running title: Co-ocorrência de peixes após dragagem

### Resumo

Interações competitivas entre as espécies são um dos fatores que constituem os padrões espaciais e temporais de distribuição e ocorrência nas comunidades biológicas. Os padrões de co-ocorrência entre espécies de peixes em ambiente impactado por obras de dragagem no sul do Brasil foram investigados através de modelos nulos. Dados da ictiofauna da enseada do Saco dos Limões, obtidos entre 1997 e 2003, foram tabulados em matrizes de presença-absência. As análises foram realizadas com o software EcoSim v.1 através de 5000 randomizações. A métrica utilizada para quantificar os padrões de co-ocorrência foi o C-score, que calcula o padrão de segregação entre as espécies. A partir de simulações, os resultados indicam maiores evidências de interações competitivas no ano subsequente a dragagem, mas não nos anos posteriores, indicando recuperação do ambiente ao impacto da obra.

Palavras-chave: Competição; Ecologia de comunidades; Ictiofauna; Interações interespecíficas.

## Abstract

Competitive interactions between species are one of the factors that constitute spatial and temporal patterns of distribution and occurrence in biological communities. The patterns of co-occurrence among fish species in an environment impacted by dredging works in southern Brazil were investigated using null models. Ichthyofauna data from the Saco dos Limões cove, obtained between 1997 and 2003, were tabulated in presence-absence matrices. The analyzes were performed with the EcoSim v.1 software through 5000 randomizations. The metric used to quantify the co-occurrence patterns was the C-score, which calculates the pattern of segregation between species. Based on simulations, the results indicate greater evidence of competitive interactions in the year following the dredging, but not in the subsequent years, indicating recovery of the environment from the impact of the dredging work.

Keywords: Community ecology; Competition; ichthyofaunal; interspecific interactions.

## 1. INTRODUÇÃO

Comunidades biológicas são definidas pelo conjunto de espécies que interagem umas com as outras (Sobral & Cianciaruso 2012). O estudo das múltiplas e complexas interações possíveis entre espécies e o ambiente em que vivem permite compreender quais fatores afetam a riqueza e a composição das comunidades ao longo do tempo (Begon *et al.* 2006). A ecologia de comunidades investiga os padrões de ocorrência e distribuição de espécies no espaço e tempo (Gotelli 2000, Sanchez-Lizaso *et al.* 2000) com o objetivo de compreender por que certas espécies nunca são encontradas em uma comunidade, por que outras coexistem e se há interações competitivas ditando o número máximo de espécies da mesma (Both 2009). Padrões ecológicos sugerem que a ocorrência de espécies não é aleatória, pois as comunidades são compostas de poucas espécies abundantes e muitas raras (McGill *et al.* 2007).

O tema Regras de Montagem para a estruturação das comunidades teve início com o trabalho de Diamond (1975), ao observar que diversos pares de espécies de aves nunca ou raramente ocorriam juntos em uma mesma ilha, no arquipélago de Nova Guiné. O mesmo autor concluiu que este padrão não aleatório de co-ocorrência deveria ser consequência da exclusão competitiva. No local de estudo não havia limitações



geofísicas à dispersão, como barreiras geográficas ou restrições climáticas, sendo possível perceber os processos ecológicos que atuam na estrutura das assembleias, definindo padrões no espaço e no tempo (Diamond 1975, Sobral & Cianciaruso 2012). Entretanto, Connor & Simberloff (1979) reanalisaram os dados de Diamond (1975) através de modelo nulo e constataram que o padrão de distribuição encontrado não diferia significativamente do esperado ao acaso. Por outro lado, o modelo nulo proposto foi criticado por ser restritivo, sendo considerado redundante por Gotelli & Graves (1996). Assim, como identificar se um padrão de co-ocorrência é resultado de processos definidos ou simplesmente acaso? Neste contexto, Gotelli & Graves (1996) afirmam que modelos nulos são testes estatísticos baseados na hipótese de que nenhum mecanismo biológico atua na estruturação da comunidade, ou seja, a distribuição de espécies é aleatória.

Estudos sobre co-ocorrência de peixes sugerem que diversos fatores extrínsecos como a salinidade, temperatura da água e profundidade afetam taxas de captura das espécies, fornecendo uma base para desenvolver e testar hipóteses sobre os fatores que podem moldar a ocorrência de espécies (Andrade-Tubino *et al.* 2008, Froeschke *et al.* 2010, Matich *et al.* 2017). A estrutura da assembleia de peixes em baías está também relacionada com processos bióticos intrínsecos, como os ciclos de abundância, regidos pela entrada e saída de peixes marinhos para alimentação e reprodução em diferentes estações do ano (Araújo *et al.* 2002, Azevedo *et al.* 2006). O estudo sobre co-ocorrência de espécies é importante para entender como as comunidades são montadas, possibilitando identificar mudanças na abundância, distribuição e comportamento dos peixes em pequenas escalas espaciais (Auster *et al.* 2005, Matich *et al.* 2017).

Para identificar a existência de interações competitivas entre as espécies de peixes de uma comunidade de ambiente transicional foram analisados os dados da ictiofauna da enseada do Saco dos Limões, na margem leste da Baía Sul, Santa Catarina, Brasil. Os padrões de co-ocorrência foram testados através de modelos nulos a fim de verificar se a comunidade local se estrutura aleatoriamente ou determinada por algum fator, seja ambiental ou biológico. Pela hipótese do modelo nulo, se as interações bióticas predominam como a principal força motriz da estruturação das assembleias de peixes, então o padrão de co-ocorrência observado será diferente do que se espera ao acaso. Este trabalho contribuirá para o entendimento de como espécies em águas de transição interagem ao longo do tempo e do espaço.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

A coleta da ictiofauna foi realizada em uma enseada da Baía Sul, onde foram realizados dragagem e aterro para a construção da rodovia. A enseada é rasa (2-8 m), tem fundo arenoso-lamacento com grandes quantidades de material biodetrítico (Souza-Conceição & Schwingel 2011).

A amostragem da ictiofauna foi realizada nos meses fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro dos anos 1997, 2000, 2001, 2002, 2003, em seis pontos amostrais (1 a 6) (Figura 1). A coleta dos seis pontos juntos de cada mês foi considerada uma campanha de amostragem. Os peixes foram coletados utilizando duas redes de arrasto de portas com comprimento de 4,5 m, tralha superior de 7,5 m e inferior 9 m e malha de 12 e 14 mm entre nós opostos, com esforço de pesca padronizado em 10 minutos, operando simultaneamente. A despesca das duas redes foi considerada uma amostra. A identificação das espécies capturadas foi realizada em laboratório utilizando chaves-taxonômicas disponíveis e publicações científicas.

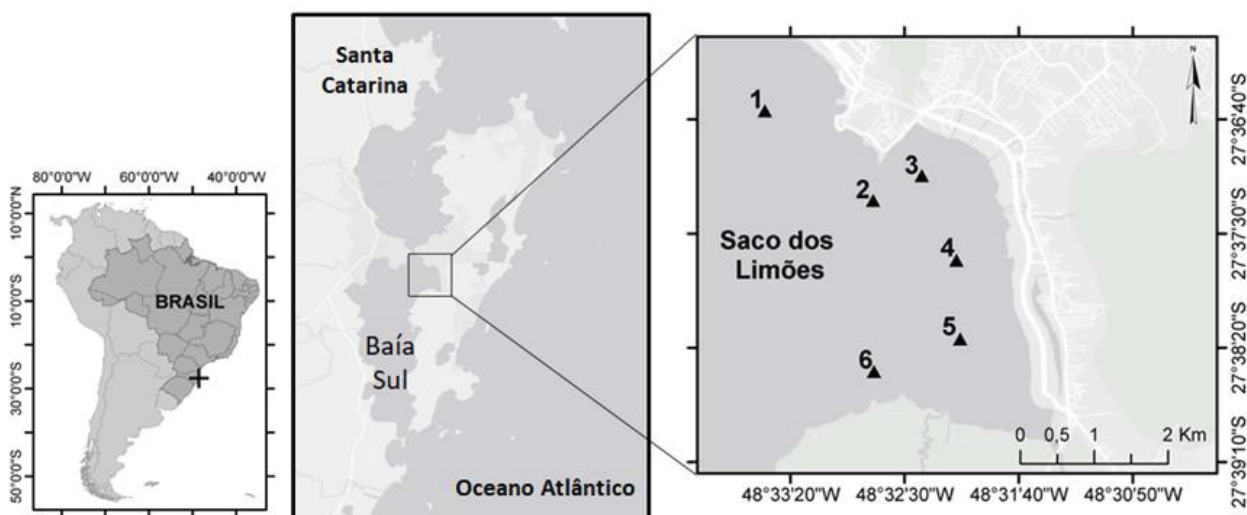


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem (1 a 6) na enseada da Baía Sul (Santa Catarina, Brasil).  
*Figure 1. Location of sampling points (1 to 6) in the cove of Baía Sul (Santa Catarina, Brazil).*

Estimativas da frequência de ocorrência das espécies foram estabelecidas através da divisão do número de campanhas de amostragem que a espécie ocorreu pelo número total de campanhas de amostragem, sendo este valor expresso em porcentagem. Os índices de abundância foram definidos como: muito abundante, espécies registradas entre 81-100%; abundante, 61-80%; frequente, 41-60%; ocasional, 21-40% e rara, 1-20%.

Os dados da ictiofauna foram tabulados em matrizes binárias de presença-ausência nas quais as

linhas representam as espécies e as colunas os locais ou os períodos amostrados (meses e anos), sendo atribuído para cada célula a presença (1) ou ausência (0) de cada espécie nos locais ou períodos amostrados. Uma matriz geral foi montada onde em cada coluna estava o local por mês de coleta.

As matrizes utilizadas para análise foram montadas separando escalas temporais (mês e ano de coleta) e espaciais (pontos de coleta). Nas análises de co-ocorrência realizadas, os efeitos de cada tipo de escala (espacial ou temporal) não foram independentes entre si, o que quer dizer que em cada análise de co-ocorrência em escala espacial existe o efeito da escala temporal e vice-versa (Ortega 2014).

Modelos nulos são modelos estatísticos que, através de randomização, possibilitam fazer inferências sobre determinado padrão ou processo observado em relação ao esperado por acaso (Gotelli & McGill 2006). Para avaliar se o padrão de organização observado foi diferente de padrões gerados ao acaso, as matrizes obtidas foram analisadas segundo a metodologia sugerida por Gotelli (2000). Todas as análises foram feitas com o programa EcoSim v.1 através de 5000 randomizações. Para todas as análises foi adotado o nível de significância de 0,05.

O índice escolhido foi "C-score", pois de acordo com Gotelli (2000) é menos propenso a Erros do Tipo I (rejeitar a hipótese nula sendo ela verdadeira) e Erros do Tipo II (aceitar a hipótese nula quando ela é falsa) e pode detectar padrões significativos, mesmo em conjuntos de dados com ruído. O índice de co-ocorrência da matriz (C-score) detecta pares de espécies que não co-ocorrem frequentemente. O C-Score foi calculado para cada uma das assembleias simuladas e os índices observados foram comparados às médias dos índices simulados. Para C-score, valores maiores que os gerados ao acaso indicam que a assembleia apresenta um padrão de segregação, enquanto que valores menores que os gerados ao acaso indicam um padrão de ocorrência agregada entre as espécies (Gotelli, 2000; Gotelli & McCabe, 2002).

Foram utilizados três algoritmos, nos quais a somatória das linhas é sempre fixa (F) e a somatória das colunas podendo ser fixa (F), proporcional (P) ou equiprovável (E), isto porque Gotelli (2000) demonstrou que modelos com a somatória de linhas fixas possuem pouca probabilidade do erro Tipo I. Os seguintes algoritmos foram testados: (1) Linha fixa vs. coluna fixa (FxF): neste algoritmo ambas as somatórias de linhas e colunas da matriz original são mantidas constantes, portanto diferenças nas frequências de ocorrência de cada espécie (somatória de linhas) e diferenças no número de espécies por local (somatória de colunas) são preservadas; (2) Linha fixa vs. coluna equiprovável (Fx E): neste modelo as

comunidades são consideradas como equivalentes; (3) Linha fixa vs. coluna proporcional (FxP): Neste algoritmo, a distribuição das espécies é proporcional ao total observado nas colunas. Isto permite aos totais das colunas variarem, como no modelo equiprovável, porém, pode refletir diferenças entre sítios como no modelo fixo.

### 3. RESULTADOS

Na enseada do Saco dos Limões foi observada a ocorrência de 78 espécies, sendo a menor riqueza registrada no mês de dezembro do ano 1997, com 17 espécies, e a maior riqueza registrada no mês de outubro do ano 2002, com 40 espécies (Tabela 1). A média de espécies capturadas por campanha de amostragem foi de 26,5. Em relação à frequência de ocorrência, 40 espécies são consideradas raras, por ocorrerem em menos de 20% das campanhas de amostragem e 11 são abundantes, por ocorrerem em mais de 80% das campanhas (Apêndice 1). Quatro espécies ocorreram em todas as amostragens: *Eucinostomus gula*, *Genidens genidens*, *Micropogonias furnieri* e *Prionotus punctatus*.

Em geral, as matrizes analisadas apresentaram co-ocorrência similares à esperada ao acaso, revelando um padrão aleatório de distribuição. Em escala temporal, das 15 matrizes analisadas, somente os anos 1997 e 2000, no algoritmo linha fixa-coluna fixa, apresentaram co-ocorrência maior que a esperada ao acaso (Tabela 1). Em relação às distribuições espaciais, padrões de co-ocorrência maiores que o gerado ao acaso foram observados pelo algoritmo linha fixa-coluna fixa nos meses fevereiro, agosto e dezembro de 1997, outubro de 2000, fevereiro de 2001 e 2002 e junho de 2003 e pelo algoritmo linha fixa-coluna equiprovável em junho de 1997 e abril de 2003 (Tabela 2).

Tabela 1. Valores de C-Score observados e simulados de modelos nulos de co-ocorrência para as matrizes de escala temporal (comparando ocorrência de espécies entre os meses) na Baía Sul, entre os anos 1997, 2000, 2001, 2002, 2003. Estatística de significância: p-valor <0,05 (observado>esperado). Valores significativos em negrito. Nota: FxF = linha fixa vs. coluna fixa; FxE = linha fixa vs. coluna equiprovável ; FxP = linha fixa vs. coluna proporcional.

*Table 1. Observed and simulated C-Score values of null co-occurrence models for time scale matrices (comparing species occurrence between months) in Baía Sul, between 1997, 2000, 2001, 2002, 2003. Significance statistics : p-value <0.05 (observed> expected). Significant values in bold. Note: FxF = fixed line vs. fixed column; FxE = fixed line vs. equiprobable column; FxP = fixed line vs. proportional column.*

Ano	FxF			FxE		FxP	
	observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
1997	0,76522	0,72507	<b>&lt;0,05</b>	0,81209	0,90	0,7914	0,76
2000	1,20303	1,17862	<b>&lt;0,05</b>	1,22041	0,70	1,19644	0,52
2001	0,65901	0,65996	0,48	0,69485	0,87	0,68685	0,81
2002	0,59099	0,57115	0,11	0,8262	1	0,78759	0,99
2003	0,78656	0,77143	0,12	0,84735	0,94	0,82895	0,84

Tabela 2. Valores de C-Score observado e simulados de modelos nulos de co-ocorrência para as matrizes de escala espacial (comparando ocorrência de espécies entre os pontos amostrados) na Baía Sul, entre os anos 1997, 2000, 2001, 2002, 2003. Estatística de significância: p-valor <0,05 (observado>esperado). Valores significativos em negrito. Nota: FxF = linha fixa vs. coluna fixa; FxE = linha fixa vs. coluna equiprovável ; FxP = linha fixa vs. coluna proporcional.

*Table 2. Values of observed and simulated C-Score of null co-occurrence models for the spatial scale matrices (comparing species occurrence between the sampled points) in the South Bay, between the years 1997, 2000, 2001, 2002, 2003 Significance statistics: p-value <0.05 (observed> expected). Significant values in bold. Note: FxF = fixed line vs. fixed column; FxE = fixed line vs. equiprobable column; FxP = fixed line vs. proportional column.*

Ano	Mês	FxF			FxE		FxP	
		observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
1997	Fevereiro	0,7463	0,69265	<b>&lt;0,05</b>	0,81076	0,94	0,78612	0,80
	Abril	1,07077	1,04623	0,10	1,09815	0,70	1,04315	0,44
	Junho	0,97419	0,9873	0,59	1,35382	<b>&lt;0,05</b>	1,21859	0,96
	Agosto	1,25541	1,11008	<b>&lt;0,05</b>	1,40164	0,92	1,24028	0,52
	Outubro	0,34286	0,35599	1	0,3817	0,88	0,36848	0,88
	Dezembro	1,7	1,59859	<b>&lt;0,05</b>	1,65205	0,44	1,55057	0,24
2000	Fevereiro	1,31667	1,31785	0,48	1,50372	0,96	1,35377	0,64
	Abril	0,74253	0,74138	0,43	1,37416	1,00	1,37416	0,89
	Junho	0,98913	1,00627	0,71	1,0604	0,83	1,02318	0,69
	Agosto	1,09091	1,11862	0,87	1,11845	0,68	1,08331	0,54
	Outubro	0,89048	0,76128	<b>&lt;0,05</b>	1,54062	1,00	0,78313	0,28
	Dezembro	0,83041	0,77088	0,07	0,96456	0,90	0,88487	0,70
2001	Fevereiro	0,87903	0,79742	<b>&lt;0,05</b>	1,28351	1,00	1,06982	0,93
	Abril	1,10685	1,10547	0,42	1,1419	0,76	1,11367	0,60
	Junho	0,80159	0,81467	0,73	0,92123	0,94	0,88927	0,91
	Agosto	1,09091	1,08344	0,33	1,0963	0,60	1,07465	0,47
	Outubro	1,12434	1,14032	0,73	1,20402	0,88	1,16299	0,72
	Dezembro	1,12308	1,15227	0,95	1,053	0,16	1,05196	0,16
2002	Fevereiro	1,54211	1,47401	<b>&lt;0,05</b>	1,53526	0,55	1,41444	0,23
	Abril	1,01075	1,04836	0,96	1,34185	0,99	1,16522	0,90
	Junho	0,53846	0,55424	0,63	1,11981	1,00	0,90265	0,99
	Agosto	1,22751	1,21957	0,33	1,17732	0,26	1,1637	0,23
	Outubro	1,08462	1,0838	0,43	1,16364	0,93	1,11891	0,73
	Dezembro	1,2381	1,1906	0,09	1,21165	0,45	1,1552	0,26

Ano	Mês	FxF			FxE		FxF	
		observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
2003	Fevereiro	0,92308	0,94103	0,83	0,89615	0,40	0,88754	0,35
	Abril	0,85238	0,84567	0,67	1,12852	<b>&lt;0,05</b>	1,02556	0,11
	Junho	0,96305	0,9027	<b>&lt;0,05</b>	1,16548	0,9918	1,06805	0,85
	Agosto	1,39153	1,34699	0,06	1,46477	0,8514	1,35535	0,42
	Outubro	1,02652	1,00336	0,14	1,35544	1,00	1,2019	0,93
	Dezembro	0,48485	0,5094	0,90	1,44207	1,00	0,75646	0,94

#### 4. DISCUSSÃO

A análise dos padrões de co-ocorrência de espécies de peixes em águas transitórias permite o entendimento de como as assembleias são estruturadas. Filtros ambientais selecionam espécies cujas características são semelhantes e permitam sobreviver e reproduzir em um ambiente. Entretanto, espécies com características muito similares devem se excluir por causa da competição e assim a co-ocorrência de espécies somente é possível quando há baixa sobreposição de nicho (Sobral & Cianciaruso 2012) como em ambientes onde há segregação de habitat, por causa da baixa competição quanto ao uso do mesmo recurso (Gotelli *et al.* 1997, Araújo *et al.* 2002).

O estudo sobre os padrões de co-ocorrência entre os peixes ainda revela contradições (Ortega 2014), para alguns autores as assembleias de peixes apresentam padrões de co-ocorrência aleatórios (Gotelli & McCabe 2002), para outros são segregados (Bhat and Magurran 2007). Ao mesmo tempo, não é esperado que todas as espécies apresentem interações competitivas entre si, mas apenas aquelas que utilizam recursos de formas similar (Simberloff & Dayan 1991). Portanto, a caracterização e designação de guildas ecológicas, embora totalmente independente das análises de co-ocorrência, é passo fundamental para avaliação de interações competitivas (Both 2009). Além disso, a distribuição de espécies não é resultante apenas da interação biótica; pois há outros fatores, como similaridades ou diferenças nas habilidades de dispersão ou exigências ambientais das espécies (Peres-Neto *et al.* 2001, Mackenzie *et al.* 2004). A distribuição de peixes em águas de transição é relacionada principalmente aos fatores abióticos, como temperatura, salinidade, tipo de substrato, turbidez e profundidade da água (Blaber 2002). Dentre os fatores bióticos, a estruturação de comunidades de peixes nesses ambientes tem sido atribuída principalmente pela capacidade adaptativa das espécies, relações presa/predador e segregação do habitat (Cartagena *et al.* 2011, Gotelli *et al.* 1997).

No ambiente transicional da enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina (Brasil), os padrões de ocorrência da ictiofauna analisados temporalmente e espacialmente, de modo geral, não diferiram do esperado por acaso. De acordo com os resultados obtidos não há evidências de que interações competitivas sejam os principais fatores atuantes na estruturação da comunidade de peixes. Assim, os fatores abióticos desempenham maior papel na estruturação da comunidade de peixes na enseada do Saco dos Limões. Isso pode ser justificado pela alta produtividade da área estudada, resultante do transporte de nutrientes oriundos de águas fluviais, como o Rio Tavares (Mclusky & Elliott 2004, Souza-Conceição & Schwingel 2011), pela conectividade com o habitat marinho adjacente (Pasquaud *et al.* 2015, Vasconcelos *et al.* 2015) e pela diversidade de habitat, como a presença de manguezal. Esses fatores propiciam alta heterogeneidade ambiental, onde se estabelece elevada biodiversidade, permitindo coexistência de diferentes espécies.

O padrão de distribuição de espécies observado na Baía Sul está de acordo com o que parece ser uma lei universal na ecologia, poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras (Magurran & Henderson 2003). No conjunto de 78 espécies identificadas no presente estudo, no máximo 40 ocorreram juntas. Pela hipótese do modelo nulo, se as interações bióticas predominam como a principal força motriz da estruturação das assembleias de peixes, então o padrão de co-ocorrência observado é diferente do que se espera ao acaso. Dentro do conjunto de análises de co-ocorrência de espécies de peixes na enseada do Saco dos Limões, algumas matrizes observadas foram incomuns em relação a processos aleatórios, principalmente no ano 1997. Isso indica que a perturbação (dragagem) pode ter afetado o padrão de distribuição das espécies (Porto & Teixeira, 2002) e que nos anos posteriores, à medida que o ambiente foi se recuperando, as interações negativas entre as populações se atenuaram. A investigação de padrões de co-ocorrência de espécies deve considerar as características do ambiente estudado, dado que a preferência de espécies por habitat semelhantes ou diferentes pode justificar padrões não aleatórios, assim como uma matriz de presença/ausência nem sempre representa a totalidade espécies do local estudado, o que pode causar inferências incorretas (Mackenzie *et al.* 2004).

## **5. AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem aos profissionais envolvidos nas coletas e identificação das amostras, ao DEER/SC pelo apoio financeiro e ao CTTMar/UNIVALI pela viabilização dos estudos.



## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade-Tubino, M. F., Ribeiro, A. L. R. & Vianna, M. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Australis*, 12(4), 640-661.
- Araújo, F. G., de Azevedo, M. C. C., de Araújo Silva, M., Pessanha, A. L. M., Gomes, I. D. & da Cruz-Filho, A. G. 2002. Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25 (3), 441—450.
- Auster, P. J., Semmens, B. X. & Barber, K. 2005. Pattern in the co-occurrence of fishes inhabiting the coral reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environmental Biology of Fishes*, 74(2), 187--194.
- Azevedo, M. C. C., Araújo, F. G., Pessanha, A. L. M. & Silva, M. D. A. 2006. Co-Occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern brazil: a null model analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66(4), 315--322.
- Begon, M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing: p. 738.
- Bhat, A. & Magurran, A. E. 2007. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology*, 70(2), 623--629.
- Blaber, S. J. M. 2002. Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*, 61, 1--20.
- Both, C. 2009. Riqueza, composição de guildas e padrões de co-ocorrência de comunidades de girinos em poças no sul do Brasil. Master Thesis. Departamento de Biodiversidade, evolução e Meio Ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. p. 38.
- Cartagena, B. F. C., Hostim-Silva, M. & Spach, H. L. 2011. Distribuição espacial da ictiofauna demersal no saco dos limões (Baía Sul, Florianópolis, SC). *Bioikos*, 25(4), 117--128.
- Cartagena, B. F. C., Hostim-Silva, M., & Spach, H. L. (2014). Composição e variação temporal da assembleia de peixes na região do Saco dos Limões, Baía Sul, Florianópolis, Santa Catarina. *Arquivos de*

Ciências do. Mar, 47(4), 46--56.

Connor, E.F. & Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? Ecology, 60(6), 1132-- 1140

Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities, pp.342--444. In: M. L. Cody and J. M. Diamond (Eds. ). Ecology and evolution of communities. Cambridge: Harvard University Press.

Froeschke, J., Stunz, G. W. & Wildhaber, M. L. 2010. Environmental influences on the occurrence of coastal sharks in estuarine waters. Marine Ecology Progress Series, 407, 279--292. Doi: 10.3354/meps08546

Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. Ecology, 81(9), 2606--2621.

Gotelli, N.J., Buckley, N.J., Wiens, J.A., 1997. Co-occurrence of australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. Oikos, 80, 311--324.

Gotelli, N. J. & Graves, G. R. 1996. Null Models in Ecology. Washington DC: Smithsonian Institution Press. p. 368.

Gotelli, N. J. & McCabe, D. J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's Assembly Rules Model. Ecology, 83 (8), 2091--2096.

Gotelli, N. J., & McGill, B. J. 2006. Null vs. neutral models: what's the difference? Ecography, 29(5), 793--800.

Mackenzie, D. I., Bailey, L. L. & Nichols, J. D. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. Journal of Animal Ecology, 73(3), 546--555.

Magurran, A. E. & Henderson, P. A. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. Nature, 422(6933), 714--716.

Matich, P., Mohan, J. A., Plumlee, J. D., TinHan, T., Wells, R. J. D. & Fisher, M. 2017. Factors shaping the co-occurrence of two juvenile shark species along the Texas Gulf Coast. Marine Biology, 164(6), 141.

McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., Dornelas, M., Enquist, B. J., Green, J. L., He, F., *et al.* 2007. Species Abundance Distributions: Moving beyond Single

Prediction Theories to Integration within an Ecological Framework. *Ecology Letters*, 10(10), 995-1015.  
doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x.

McLusky, D. S. & Elliott, M. 2004. *The Estuarine Ecosystem*. New York: Oxford. p. 224.

Ortega, J. C. G. 2014. Padrões espaço-temporais de coocorrência em assembleias de peixes de uma planície de inundação neotropical. Master Thesis, Departamento de Biologia da Universidade Estadual de Maringá. p. 46.

Pasquaud, S., Vasconcelos, R. P., França, S., Henriques, S., Costa, M. J. & Cabral, H. (2015) Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 122--128.

Peres-Neto, P.R., Olden, J.D. & Jackson, D.A. (2001) Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos*, 93(1), 110--120.

Porto, M.M. & Teixeira, S.G. (2002) *Portos e o desenvolvimento*. São Paulo: Lex Editora. 206 p.

Sanchez-Lizaso, J. L., Goni, R., Renones, O., Garcia-Charton, J. A., Galzin, R., Bayle, J. T., Sanchez-Jerez, P., Perez-Ruzafa, A. & Ramos, A. A. (2000) Density dependence in marine protected populations: a review. *Environmental Conservation*, 27(2), 144--158.

Simberloff, D. & Dayan, T. (1991) The Guild concept and the structure of ecological communities. *Annual review of ecology and systematics*, 22(1), 115-143.

Sobral, F. L. & Cianciaruso, M. V. (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, 28(4), 617--631.

Souza-Conceição, J. M. & Schwingel, P. R. (2011) Age and growth of *Cetengraulis edentulus* (Clupeiformes: Engraulidae) in a subtropical bight of Southern Coast Brazil. *Zoologia*, 28(3), 297-304.

Varzinczak, L. H. (2014) Análise por modelos nulos dos padrões de coocorrência e abundância entre espécies de morcegos em uma região de Mata Atlântica. Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. p. 29.

Vasconcelos, R. P., Henriques, S., França, S., Pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M. & Cabral, H. N. 2015. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84(5), 1331—1341

1 Apêndice 1. Lista de ocorrência, por ordem alfabética, das espécies de peixes capturadas na Baía Sul (Santa Catarina, Brasil) nos  
2 meses de fevereiro, abril, junho, outubro e dezembro dos anos 1997, 2000, 2001, 2002, 2003 e respectivas porcentagens de frequência  
3 de ocorrência relativa às trinta campanhas de amostragem realizadas. Os números 1, 2, 3, 4, 5 e 6 representam a quantidade de pontos  
4 amostrais nos quais as espécies estavam presentes.

Espécies	fev/97	abr/97	jun/97	ago/97	out/97	dez/97	fev/00	abr/00	jun/00	ago/00	out/00	dez/00	fev/01	abr/01	jun/01	ago/01	out/01	dez/01	fev/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02	fev/03	abr/03	jun/03	ago/03	out/03	dez/03	FO (%)	
<i>Achirus declivis</i>	3																														3,3	
<i>Achirus lineatus</i>	1																						2					2	2	1	16,7	
<i>Anchoa marinii</i>																													1		3,3	
<i>Archosargus rhomboidalis</i>		5	3	5	3	2	4	3	5	4	1		2	2	5	5	5	5	3	5	2	1	5	5	1	3	1	3	1	5	4	93,3
<i>Bairdiella ronchus</i>											1								2												6,7	
<i>Caranx latus</i>										1																					3,3	
<i>Catathyridium garmani</i>		3	1	3	1			2	3	4			1	2	1	2	2	2	3		2	2	1	1	1	1					63,3	
<i>Centropomus parallelus</i>	1						1	1												1										1	26,7	
<i>Centropomus undecimalis</i>																												2			3,3	
<i>Cetengraulis edentulus</i>	2	4	6	4	3	3	1	6	1		3	5	1	1	1	2						4					4	3	5	3	66,7	
<i>Chaetodipterus faber</i>	1						1	1	1	3			4	2	3	3	2	2	2	1		1	3	4	1	1	1	1	2	4	1	73,3
<i>Chilomycterus spinosus</i>																												1			3,3	
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>			1					1														1									13,3	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		1	2	1			3	4	1		1		5	2	2			2	4	5	2	5	1	1	6	6		1		1	70,0	
<i>Citharichthys spilopterus</i>	6	5	6	5	3	4	4	5	6	6	3		5	6	6	6	6	6	4	4	6	6	5	5	5	4	5	6	6	3	96,7	
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>																			1	1	1										10,0	

Espécies	fév/97	abr/97	jun/97	ago/97	out/97	dez/97	fév/00	abr/00	jun/00	ago/00	out/00	dez/00	fév/01	abr/01	jun/01	ago/01	out/01	dez/01	fév/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02	fév/03	abr/03	jun/03	ago/03	out/03	dez/03	FO (%)	
<i>Cynoscion leiarchus</i>	2	4					2	3	3					5						1	1	1	1	2	5	3	2	3			46,7	
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	1																														3,3	
<i>Dactylopterus volitans</i>							1		1																						6,7	
<i>Diapterus rhombeus</i>	2	2	2	2	1	4	4		4	1	2			3	4	5	3	3	3	3	4	1	3	4	1	3	4	2	2	3	3	90,0
<i>Diplectrum radiale</i>	1	2	2	2	1		3	2	3	5	2			4	4	6	5	4	4	2	1	5	4	3		2		1	3	3	1	86,7
<i>Elops saurus</i>															1							1									6,7	
<i>Hyporthodus niveatus</i>																													1		3,3	
<i>Epinephelus marginatus</i>																1															3,3	
<i>Etropus crossatus</i>											1			3	3	4	3	2			3	5	4	2	4		1	3	2		46,7	
<i>Etropus longimanus</i>																															3,3	
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	5	3	5	3	5	2	1	5	6	3		1	6	6	5	5	4	4	3	5	5	4	4	4	3	2	2	3	3		93,3
<i>Eucinostomus gula</i>	6	6	4	6	1	6	5	5	6	4	3	3	4	5	5	6	6	5	6	2	2	5	5	6	6	6	6	6	3	6	3	100
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	2	3	2		1	2			4	1	1			2	1		1		1		2	3	1					2		56,7	
<i>Genidens barbatus</i>	4	2	2	2		4	4	4	2	1	2	3	3	4	1	3	6	6	6	2	4	2	2	4	3	6	5	4	1	4		93,3
<i>Genidens genidens</i>	4	4	5	4	2	4	5	5	5	4	3	6	6	6	6	6	6	6	6	5	4	3	6	6	5	6	6	5	6	5	100	
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1		2	1				1				1	2	1						2	1				2						33,3	
<i>Gymnura altavela</i>																															3,3	
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>							1			1					1										1						13,3	

Espécies	fév/97	abr/97	jun/97	ago/97	out/97	dez/97	fév/00	abr/00	jun/00	ago/00	out/00	dez/00	fév/01	abr/01	jun/01	ago/01	out/01	dez/01	fév/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02	fév/03	abr/03	jun/03	ago/03	out/03	dez/03	FO (%)	
<i>Harengula clupeola</i>		2	2	2	2	2	1	2				1											2					2	1	1	1	36,7
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>									1	1																						6,7
<i>Isopisthus parvipinnis</i>													5	1	4	3	1			2		1									23,3	
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	4	1	1	1	1	2		4	2		1	6	2	4	4	4	1	5	1	2			1	3	6	1			3	3	76,7	
<i>Lutjanus synagris</i>			1													2							1		1						13,3	
<i>Lycengraulis grossidens</i>			2	1	3	1	1				1												1				1	1			26,7	
<i>Menticirrhus americanus</i>		1					1	2					2	1	1	1	2	1					1				1		1		40,0	
<i>Menticirrhus littoralis</i>				1					1	1	1	1																			13,3	
<i>Micropogonias furnieri</i>	5	4	4	4	3	3	4	5	4	3	2	4	6	6	6	6	6	6	5	4	6	3	4	6	1	4	3	6	3	4	2	100
<i>Mugil curema</i>		3	3	3				3	1		1			2	2	1				1				1				1	4	1	46,7	
<i>Mugil liza</i>		1	1	1											1	2		2		1			1								23,3	
<i>Mycteroperca acutirostris</i>							1	1	1					2	1	2	2	2	1	1	1			2				1			36,7	
<i>Mycteroperca bonaci</i>																						1										3,3
<i>Mycteroperca microlepis</i>												1	2	2	1	1															16,7	
<i>Oligoplites saliens</i>														5	3	1															10,0	
<i>Oligoplites saurus</i>			3	2	2			2						2	4	3	1			1	1	2	1	1	1	1	1	1	3	1	50,0	
<i>Ophichthus gomesii</i>													1										2						1		10,0	
<i>Orthopristis rubra</i>	2		2													1	1	1	1	1		2	3	3		1	1		1		33,3	
<i>Paralichthys orbignyanus</i>																																3,3



Espécies	fev/97	abr/97	jun/97	ago/97	out/97	dez/97	fev/00	dez/00	fev/01	abr/01	jun/01	ago/01	out/01	dez/01	fev/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02	fev/03	abr/03	jun/03	ago/03	out/03	dez/03	FO (%)	
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>									2	1	2	2			1												16,7	
<i>Pellona harroweri</i>		1																									3,3	
<i>Peprilus sp.</i>								1	2						1												10,0	
<i>Pogonias cromis</i>	1	1																									6,7	
<i>Pomotomus saltatrix</i>					1				1			1			1												23,3	
<i>Prionotus punctatus</i>	4	2	5	2	1	3	4	5	4	3	2	3	5	6	6	5	2	5	2	5	4	3	6	4	4	3	2	100
<i>Pseudobatos percellens</i>	1	1		1	1																						13,3	
<i>Rypticus randalli</i>									1	2												1				1	13,3	
<i>Sardinella brasiliensis</i>																								1			3,3	
<i>Selene vomer</i>	1		1		1	1			4	5	4	4	3	2		3	1	1	1	3	1	4	2	3	1	2		73,3
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1							5	2		2	3	2					1	6	2	2	1	2	2	3	2		50,0
<i>Sphoeroides pachygaster</i>												1															3,3	
<i>Sphoeroides testudineus</i>	3	4	1	4	2	3		2	4		4	5	2	4	3	3	2	1	4	4	1	1	2	1	1	4	2	86,7
<i>Sphoeroides spe ngleri</i>																											36,7	
<i>Sphyaena guachancho</i>										1	1						2										13,3	
<i>Stellifer brasiliensis</i>																			1								3,3	
<i>Stellifer rastrifer</i>			1																	1		1			1		13,3	
<i>Stellifer stellifer</i>																									1		3,3	
<i>Stephanolepis hispidus</i>								2		1	2	1		1			1	2	1				1	1	2		36,7	

Espécies	fev/97	abr/97	jun/97	ago/97	out/97	dez/97	fev/00	abr/00	jun/00	ago/00	out/00	dez/00	fev/01	abr/01	jun/01	ago/01	out/01	dez/01	fev/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02	fev/03	abr/03	jun/03	ago/03	out/03	dez/03	FO (%)
<i>Symphurus plagusia</i>	1	1	1	1	1	1	3	3	3	2	1																				26,7
<i>Symphurus tessellatus</i>	3					1	1	3	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	4	2	3	2	1	2	3	3	1	63,3
<i>Synodus foetens</i>	1					3	3	6	6	6	1	5	1	1	1	2	2	1	1	2	5	6	4	4	1	3	3	3	1	1	70,0
<i>Trachinotus carolinus</i>															1																3,3
<i>Trichiurus lepturus</i>		1				1	1	1			1	1	5	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1		56,7
Total de espécies capturadas	24	23	32	22	21	17	25	30	24	22	21	19	32	32	36	33	28	26	20	31	26	28	40	22	27	21	29	28	33	22	--

## CONCLUSÃO

A enseada do Saco dos Limões, Santa Catarina, é um ecossistema naturalmente exposto aos estressores ambientais associados às características de águas de transição. Além disso, devido à ocupação urbana, a enseada sofre constantemente diversos impactos antrópicos, como a poluição, supressão de hábitat, iluminação artificial e ruídos. A construção da Via Expressa SC-Sul resultou em grande impacto ambiental neste ecossistema, causando alterações físicas, químicas e biológicas. Além da modificação da configuração espacial da margem da enseada, houve aumento a profundidade média, mudança da dinâmica hidrológica, com maior entrada de água marinha. Desta forma, o ambiente se tornou mais salino, e por consequência, ocorreram mudanças da biota que habita o local.

O estudo do impacto deste tipo de obra em ecossistemas costeiros depende da análise de diversos fatores ambientais. O monitoramento ambiental da Via Expressa SC-Sul acumulou uma ampla série de dados sobre fatores bióticos e abióticos. Nesse trabalho, foram utilizados apenas os dados da ictiofauna, pois não se teve acesso aos dados abióticos. Raramente realizado no Brasil, este trabalho avaliou uma série interanual de coleta de dados, possibilitando análises temporais de diferentes métricas de biodiversidade que permitiu compreender as mudanças estruturais da ictiofauna local em decorrência da construção da rodovia.

As consequências da construção da rodovia para a ictiofauna local foi melhor observada no ano de 1997, quando apresentou a menor diversidade de espécies e simultaneamente ocorriam as obras de dragagem. Essa atividade modificou a qualidade da água, ressuspensando sedimentos e expulsando espécies. O impacto da dragagem foi evidenciado, sendo observada maior tendência de diminuição da diversidade nos locais mais próximos à jazida. Nos anos seguintes (2000 a 2003), quando a operação da dragagem já estava encerrada, foi possível perceber uma reestabilização da ictiofauna, com tendência de perda de espécies. Embora não se tenha coletado dados pretéritos à obra, nem utilizados os dados abióticos, o que permitiria uma avaliação completa do impacto, os indícios da resiliência da assembleia de peixes frente impacto da obra foram: (1) a semelhança entre os anos avaliados quanto a composição de

espécies, como observado nos capítulos 1 e 2; (2) o uso da enseada como área de crescimento pelas espécies dominantes, verificado no capítulo 1; (3) a manutenção das características funcionais, como visto no capítulo 2; (4) ausência de interações competitivas entre as espécies, constatada no capítulo 4.

A dificuldade em mensurar o impacto da obra no sistema se deve a complexidade inerente a ecossistemas de alta heterogeneidade ambiental, como são as águas transicionais. As variações temporais observadas na diversidade de peixes podem ser atribuídas a fatores bióticos como a migração de espécies oceânicas que utilizam o ambiente para reprodução, alimentação e crescimento. A comunidade de peixes da enseada do Saco dos Limões é composta em sua maioria por peixes zoobentívoros marinhos que visitam a área ocasionalmente ou para fins reprodutivos.

Conclui-se que a estrutura da assembleia de peixes foi pouco alterada no período analisado por causa da conectividade das águas de transição com seus ambientes de entrada, principalmente o oceano, diminuindo o risco de perder funções cruciais ao permitir alta rotatividade taxonômica. Além disso, a capacidade que os indivíduos têm de tolerar as condições ambientais adversas e variáveis do ecossistema costeiro garante a manutenção funcional do sistema, bem como restringe a competição interespecífica. Dessa forma, embora tenha ocorrido uma grande perturbação na enseada, com perda de diversidade, a hipótese se confirma pois, a resiliência do ecossistema é resultante da adaptação das espécies locais às condições inerentemente variáveis do ambiente.

Por fim, para a avaliação precisa dos impactos antrópicos, ressalta-se a importância dos monitoramentos ambientais de longo prazo, bem como a necessidade de se coletar dados pretéritos aos empreendimentos. Além disso, incentiva-se a disponibilização do acesso aos dados de monitoramentos ambientais para uso científico e tomadas de decisões regionais. Esta ação estreita a relação entre Ciência e Sociedade, bem como propicia a redução de custos de coleta e consequentemente aumenta a eficiência da pesquisa brasileira.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON MJ, TOLIMIERI N, MILLAR RB (2013) Beta Diversity of Demersal Fish Assemblages in the North-Eastern Pacific: Interactions of Latitude and Depth. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0057918
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; Clarke, K. R. (2008) *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK. 2008.
- ANDRADE-TUBINO, M. F., RIBEIRO, A. L. R. & VIANNA, M. (2008) Organização Espaço-Temporal Das Ictiocenoses Demersais Nos Ecossistemas Estuarinos Brasileiros: Uma Síntese. *Oecologia Australis* 12, 640–661.
- APPOLLONI L, BEVILACQUA S, SBRESCIA L (2017) Does full protection count for the maintenance of  $\beta$ -diversity patterns in marine communities? Evidence from Mediterranean fish assemblages. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 27:828–838. doi: 10.1002/aqc.2750
- ARAÚJO, F. G., DE AZEVEDO, M. C. C., DE ARAÚJO SILVA, M., PESSANHA, A. L. M., GOMES, I. D. & DA CRUZ-FILHO, A. G. (2002) Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*. 25, 441-450
- ASHA, C. V., CLEETUS, R. I., SUSON, P. S. & NANDAN, S. (2015) Environmental Factors Structuring the Fish Assemblage Distribution and Production Potential in Vembanad Estuarine System, India. *International Journal of Marine Science* 5, 1–13.
- ASTORGA A, DEATH R, DEATH F, et al. (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: The case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol Evol* 4: 2693–2702. doi: 10.1002/ece3.1124
- AUSTER, P. J., SEMMENS, B. X. & BARBER, K. (2005) Pattern in the Co-Occurrence of Fishes Inhabiting the Coral Reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environmental Biology of Fishes* 74, 187–194.
- AZEVEDO, C. DE, ARAUJO, F. G., PAULA, A. & GUEDES, P. (2007) Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and

environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **75**, 468–480.

AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., PESSANHA, A. L. M. & SILVA, M. D. A. (2006) Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **66**, 315–322.

BALATA, D., PIAZZI, L. & BENEDETTI-CECCHI, L. (2007) Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology* **88**:2455–246. doi: 10.1890/07-0053.1

BARBIER, E. B., HACKER, S. D., KENNEDY, C., KOCH, E., STIER, A. C. & SILLIMAN, B. R. (2011) The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services. *Ecological Monographs* **81**, 169–193.

BARLETTA, M. & BLABER, S. J. M. (2007) Comparison of Fish Assemblages and Guilds in Tropical Habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) Estuaries. *Bulletin of Marine Science* **80**, 647–680.

BARLETTA, M., AMARAL, C. S., CORRÊA, M. F. M., GUEBERT, F., DANTAS, D. V., LORENZI, L. & SAINT-PAUL, U. 2008. Factors Affecting Seasonal Variations in Demersal Fish Assemblages at an Ecocline in a Tropical-Subtropical Estuary. *Journal of Fish Biology*, **73**: 1314–1336.

BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. (2005) The Role of Salinity in Structuring the Fish Assemblages in a Tropical Estuary. *Journal of Fish Biology* **66**, 45–72.

BARLETTA, M., JAUREGUIZAR, A. J., BAIGUN, C., FONTOURA, N. F., AGOSTINHO, A. A., ALAMEIDA-VAL, V. M. F., VAL, A. L., TORRES, R. A., JIMENES-SEGURA, L. F., GIARRIZZO, T., FABRÉ, N. N., BATISTA, V. S., LASSO C., TAPHORN, D. C., COSTA, M. F., CHAVES, P. T., VIEIRA, J. P. & CORRÊA, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* **76**: 2118–2176.

BASELGA A (2010) Partitioning the turnover and nestedness of beta diversity. *Glob*

*Ecol Biogeogr* **19**: 134–143.

BASELGA A (2013) Separating the Two Components of Abundance-Based Dissimilarity: Balanced Changes in Abundance vs. Abundance Gradients. *Meth Ecol Evol* **4**: 552–557

BASELGA A, JIMÉNEZ-VALVERDE A, NICCOLINI G (2007) A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biol Lett* **3**:642-645

BASELGA A, ORME CDL (2012) Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol Evol*. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

BASSET, A., BARBONE, E., ELLIOTT, M., LI, B. L., JORGENSEN, S. E., LUCENA-MOYA, P., PARDO, I. & MOUILLOT, D. (2013) A Unifying Approach to Understanding Transitional Waters: Fundamental Properties Emerging from Ecotone Ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **132**, 5–16.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. (2006) *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing, 738 p.

BETANCUR-R, R., WILEY, E. O., ARRATIA, G., ACERO, A., BAILLY, N., MIYA, M., LECOINTRE, G. & ORTI, G. (2017). Phylogenetic classification of bony fishes. *BMC evolutionary biology* **17**, 162.

BEVILACQUA S, PLICANTI A, SANDULLI R, TERLIZZI A (2012) Measuring More of  $\beta$ -Diversity: Quantifying Patterns of Variation in Assemblage Heterogeneity. An Insight from Marine Benthic Assemblages. *Ecological Indicators* **18**, 140–148.

BHAT, A. & MAGURRAN, A. E. (2007) Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology* **70**: 623–629.

BLABER, S. J. M. & BLABER, T. G. (1980) Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, **17**: 143-162.

BLABER, S. J. M.; BREWER, D. T. & SALINI, J. P. (1995) Fish communities and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Austrália. *Estuar., Coast. and Shelf Scien., London*, **40**:177-193.



BLABER, S. J. M. (2000) Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation. Cleveland, Blackwell Science. 372 p.

BLABER, S. J. M. (2002) Fish in Hot Water: The Challenges Facing Fish and Fisheries Research in Tropical Estuaries. *Journal of Fish Biology* **61**, 1–20.

BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., ALBARET, J., CHING, C. V., DAY, J. W., ELLIOTT, M., FONSECA, M. S., HOSS, D. E., ORENSANZ, J., POTTER, I. C. & SILVERT, W. (2000) Effects of Fishing on the Structure and Functioning of Estuarine and Nearshore Ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 590–602.

BOTH, C. (2009) Riqueza, Composição de Guildas e Padrões de Co-Ocorrência de Comunidades de Girinos Em Poças No Sul Do Brasil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BRANCO, C. W., AGUIARO, T., ESTEVES, F. A., & CARAMASCHI, E. P. (1997) Food sources of the Teleost *Eucinostomus argenteus* in two coastal lagoons of Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **32**, 33-40.

BRANCO, J. O., & VERANI, J. R. (2006) Análise quali-quantitativa da ictiofauna acompanhante na pesca do camarão sete-barbas, na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**, 381-391.

CARTAGENA, B. F. C., HOSTIM-SILVA, M., & SPACH, H. L. (2011). Distribuição espacial da ictiofauna demersal no Saco dos Limões (Baía Sul, Florianópolis, SC). *Bioikos* **25**, 117–128.

CARVALHO, J. C., CARDOSO, P. & GOMES, P. (2012) Determining the Relative Roles of Species Replacement and Species Richness Differences in Generating Beta-Diversity Patterns. *Global Ecology and Biogeography* **21**, 760–771.

CATTANI, A. P., CARDOSO, O. R., RIBEIRO, G. C., SOETH, M., HOSTIM-SILVA, M., CLEZAR, L., PICHLER, H. A. & SPACH, H. L. (2018) Fish Species Richness in Shallow Environments of the Island of Santa Catarina, Southern Brazil. *Revista CEPSUL* -

*Biodiversidade e Conservação Marinha* **7**, 1–16.

CATTANI, A. P., JORGE, F. G. D., RIBEIRO, G. C., WEDEKIN, L. L., LOPES, P. C. D. A. S., RUPIL, G. M., & SPACH, H. L. (2016). Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine protected areas in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **64**, 295-308.

CHASE JM (2010) Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* **328**:1388–1391.

CHAVES, P. T. & BOUCHEREAU, J. L. (2004). Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. *Acta Adriatic*, **45**, 83-94.

CHAVES, P. T. & OTTO, G. (1998) Aspectos biológicos de *Diapterus rhombeus* (Cuvier) (Teleostei, Gerreidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **15**, 289-295.

CHAVES, P. T. & OTTO, G. (1999) The mangrove as a temporary habitat for fish: the Eucinostomus Species at Guaratuba Bay, Brazil (25° 52'S; 48° 39'W). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **42**.

CHAVES, P.T., & VENDEL, A. L. (1996) Aspectos da alimentação de *Genidens genidens* (Valenciennes)(Siluriformes, Ariidae) na baía de Guaratuba, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, **13**, 669-675.

CHAVES, P.T.; COVA-GRANDO, G.; CALLUF, C. (2003) Demersal ichthyofauna in a continental shelf region on the south coast of Brazil exposed to shrimp trawl fisheries. *Acta Biológica Paranaense* **32**, 69-82.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. (2009) Diversidades Filogenética e Funcional: Novas Abordagens Para a Ecologia de Comunidades. *Biota Neotropica* **9**, 93–103.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. (2009) Diversidades Filogenética e Funcional: Novas Abordagens Para a Ecologia de Comunidades. *Biota Neotropica* **9**,

93–103.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 144 p.

Connor, E.F. & Simberloff, D. (1979) The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, **60**, 1132– 1140

CORREA, J. B. H. (2018) Acréscimos de marinha e planejamento urbano: estudo de caso do Aterro da Via Expressa Sul. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Bacharel em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 76 p.

COUTO, A. A. C. R. D. (2006). *Variação da composição da assembléia de peixes no estuário de Paranaguá-PR. Sazonalidade ou impacto de um processo de dragagem?* Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Pernambuco, 68p.

DENADAI, M. R.; SANTOS, F. B.; BESSA, E. & FERNANDEZ, W. S. (2013) Population biology and diet of *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Pomadasysidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* **61**: 1947-1954.

DIAMOND, J. M. (1975). Assembly of species communities, 342–444 in M. L. Cody and J. M. Diamond, editors. *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.

EICK, D. & THIEL, R. (2014) Fish Assemblage Patterns in the Elbe Estuary : Guild Composition , Spatial and Temporal Structure , and Influence of Spatial and Temporal Structure , and Influence of Environmental factors. *Marine Biodiversity* **44**, 559-580.

ELLIOTT, M. & DEWAILLY, F. (1995) The Structure and Components of Europeans Estuarine Fish Assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **29**, 397–417.

ELLIOTT, M. & HEMINGWAY, K.L. (2002) Fishes in estuaries. Oxford, Blackwell Science Ltd. 630p.

ELLIOTT, M. & QUINTINO, V. (2007) The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the Difficulty of Detecting Anthropogenic Stress in Naturally Stressed

Areas. *Marine Pollution Bulletin* **54**, 640–645.

ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2011) The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and Management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **94**, 306–314.

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A. K., POTTER, I. C., BLABER, S. J. M., CYRUS, D. P., NORDLIE, F. G. & HARRISON, T. D. (2007) The Guild Approach to Categorizing Estuarine Fish Assemblages : A Global Review. *Fish and Fisheries* **8**, 241–268.

ENGEVIX ENGENHARIA S.C. LTDA. (1994) *Via Expressa Sul. Complementação aos Estudos de Impacto Ambiental*. EIA-RIMA (Contrato PJ-110/94).

ESCHMEYER, W.N. (2020) Catalog of Fishes, California Academy of Sciences, San Francisco. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (último acesso em 24/03/2020)

FALCÃO, M. G., PICHLER, H. A., SPACH, H. L., BARRIL, M. E., CRISTINA, K., ARAÚJO, B. DE & GODEFROID, R. S. (2008) A Ictiofauna Como Indicador de Qualidade Ambiental Em Planícies de Maré Do Complexo Estuarino de Paranaguá, Brasil. *Cadernos da Escola de Saúde - Ciências Biológicas* **1**, 1–16.

FRANCO, T.P., NEVES, L.M., TEIXEIRA, T.P. & ARAÚJO, F.G. (2012). Patterns of spatial distribution of five species of mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical estuary in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **92**, 1217-1225.

FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A (1980) *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. III. Teleostei (2). 90p.

FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978) *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v.II. Teleostei (1). 110p.

FISCHER, W. (ed). *FAO species identification sheets for fishery purposes: Western Central Atlantic (fishing area 31)*. FAO, Rome, 1978.

FRAINER A, PRIMICERIO R, KORTSCH S, et al (2017) Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proc Natl Acad Sci*

114:201706080. doi: 10.1073/pnas.1706080114

FRANCO, A., ELLIOTT, M., FRANZOI, P. & TORRICELLI, P. (2008) Life Strategies of Fishes in European Estuaries: The Functional Guild Approach. **354**, 219–228.

FREITAS JUNIOR, F. (2008). Análise quali-quantitativa da carcinofauna da enseada do Saco dos Limões, Baía-Sul, Florianópolis, SC e os impactos decorrentes da construção da Via Expressa SC-Sul. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí. 87 p.

FROESCHKE, J., STUNZ, G. W. & WILDHABER, M. L. (2010) Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine Waters. *Marine Ecology Progress Series*.

GARCIA, A. M. & VIEIRA, J. P. (2001) O Aumento Da Diversidade de Peixes No Estuário Da Lagoa Dos Patos Durante o Episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica* **23**, 133–152.

GARRISON, L. P. & LINK, J. S. (2000) Dietary Guild Structure of the Fish Community in the Northeast United States Continental Shelf Ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* **202**, 231–240.

GODEFROID, R. S., HOFSTAETTER, M. & SPACH, H. L. (1997). Structure of fish assemblage in the surf zone on the beach at Pontal do Sul, Paraná. *Nerítica*, **11**: 77-93.

GODEFROID, R.S.; SPACH, H.L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G.; SCHWARZ JR., R. (2004) Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia* **94**, 95-104.

GODEFROID, R. S., SANTOS, C., HOFSTAETTER, M., & SPACH, H. L. (2001). Occurrence of larvae and juveniles of *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus gula*, *Menticirrhus americanus*, *Menticirrhus littoralis*, *Umbrina coroides* and *Micropogonias furnieri* at Pontal do Sul beach, Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **44**(4), 411-418.

GOTELLI, N. J. & GRAVES, G. R. (1996) *Null Models in Ecology* . Smithsonian Insti-

tution Press, Washington, DC.

GOTELLI, N. J. & MCCABE, D. J. (2002) Species Co-Occurrence: A Meta-Analysis of J. M. Diamond's Assembly Rules Model. *Ecology* **83**, 2091–2096.

GOTELLI, N. J. (2000) Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns Author (s): Nicholas J . Gotelli Published by : Wiley on Behalf of the Ecological Society of America Stable URL : [Http://Www.Jstor.Org/Stable/177478](http://www.jstor.org/stable/177478). *Ecology* **81**, 2606–2621.

GOTELLI, N. J., & MCGILL, B. J. (2006). Null versus neutral models: what's the difference?. *Ecography* **29**, 793-800.

GOTELLI, N.J., BUCKLEY, N.J., WIENS, J.A., (1997) Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. *Oikos* **80**, 311e324.

GRANDO, I. R. (1998) Impactos Sócio-Econômico e Ambiental: Via Expressa-Sul. Monografia de Graduação em Ciências Econômicas. Departamento de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Santa Catarina. 140 p.

GUIMARÃES, R. Z. P. (1996) Sistemática e Biogeografia de Rypiticus (Teleostei: Serranidae). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 104 p.

HARRISON, T. D. & WHITFIELD, A. K. (2008) Geographical and Typological Changes in Fish Guilds of South African Estuaries. *Journal of Fish Biology* **73**, 2542–2570.

HOLMLUND CM, HAMMER M. (1999) Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol econ*, **29**: 253-268.

HUGHES, A. R., WILLIAMS, S. L., DUARTE, C. M., HECK, K. L. & WAYCOTT, M. (2009) Associations of Concern: Declining Seagrasses and Threatened Dependent Species. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**, 242–246.

IGNÁCIO, J. M. & SPACH, H. L. 2009. Variação entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoociências*, **11**: 25-37.

- JOHNSON, D. D., ROTHERHAM, D. & GRAY, C. A. 2008. Sampling estuarine fish and invertebrates using demersal otter trawls: Effects of net height, tow duration and diel period. *Fish. Res.*, **93**: 315-323.
- KENNISH, M. J. (1990) *Ecology of estuaries*. CRC Press, Boca Raton, Boston, 391p.
- KOTAS, J.E. (1998) Fauna Acompanhante nas Pescarias de Camarão em Santa Catarina. *Ibama, Coleção Meio-Ambiente, Série Estudos Pesca*, Brasília, **24**: 76p.
- LEE, S. Y., DUNN, R. J. K., YOUNG, R. A., CONNOLLY, R. M., DALE, P. E. R., DEHAYR, R., LEMCKERT, C. J., MCKINNON, S., POWELL, B. & TEASDALE, P. R. 2006. Impact of Urbanization on Coastal Wetland Structure and Function. *Austral Ecology* **31**, 149–163.
- LO, C. P., LIU, S. H., CHAO, N. L., NUNOO, F. K. E., MOK, H. K. & CHEN, W. J. 2015. A multi-gene dataset reveals a tropical New World origin and Early Miocene diversification of croakers (Perciformes: Sciaenidae). *Mol. Phylogenet. Evol.*, **88**: 132-143.
- LOBRY, J., MOURAND, L., ROCHARD, E. & ELIE, P. (2003) Structure of the Gironde Estuarine Fish Assemblages : A Comparison of European Estuaries Perspective. **16**, 47–58.
- LOTZE, H. K., LENIHAN, H. S., BOURQUE, B. J., BRADBURY, R. H., COOKE, R. G., KAY, M. C., KIDWELL, S. M., KIRBY, M. X., PETERSON, C. H. & JACKSON, J. B. C. (2006) Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* **312**, 1806–1809.
- MACKENZIE, D. I., BAILEY, L. L. & NICHOLS, J. D. (2004) Investigating Species Co-Occurrence Patterns When Species Are Detected Imperfectly. *Journal of Animal Ecology* **73**, 546–555.
- MAGURRAN A. E., (1988) *Ecological Diversity and its measurement*. Princeton, Newjersey, 179p.
- MAGURRAN A.E., DORNELAS, M., MOYES, F. et al (2015) Rapid biotic



homogenization of marine fish assemblages. *Nat Commun* **6**:1–5.

MAGURRAN A.E., HENDERSON, P.A. (2010) Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **365**:3611–3620.

MAGURRAN, A. E. & HENDERSON, P. A. (2003) Explaining the Excess of Rare Species in Natural Species Abundance Distributions. *Nature* **422**: 714.

MARCENIUK, A. P., CAIRES, R., SICCHA-RAMIREZ, R., & OLIVEIRA, C. (2016). Review of the harvestfishes, genus *Peprilus* (Perciformes: Stromateidae), of the Atlantic coast of South America. *Zootaxa* **4098**, 311-332.

MARCENIUK, A. P. (2018) Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Boletim do Instituto de Pesca* **31**, 89-101.

MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber Estuary, U.K. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **46**: 175-184.

MATICH, P., MOHAN, J. A., PLUMLEE, J. D., TINHAN, T., WELLS, R. J. D. & FISHER, M. (2017) Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. *Marine Biology* **164**, 1–16.

MCGILL BJ, DORNELAS M, GOTELLI NJ, MAGURRAN AE (2015) Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. *Trends Ecol Evol* 30:104–113.

MCGILL, B. J., ETIENNE, R. S., GRAY, J. S., ALONSO, D., ANDERSON, M. J., BENECHA, H. K., DORNELAS, M., ENQUIST, B. J., GREEN, J. L., HE, F., et al. (2007) Species Abundance Distributions: Moving beyond Single Prediction Theories to Integration within an Ecological Framework. *Ecology Letters*. **10**, 995-1015.

MCLUSKY, D. S. & ELLIOTT, M. (2004) *The Estuarine Ecosystem*, Oxford University Press. 224p.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. (1980) *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. VI. Teleostei (3). 96p.

MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. (1985) *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil*. 1. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, USP. v. V. Teleostei (4). 105p.

MEXICANO-CÍNTORA, G. (1999) Crecimiento y reproducción de la mojarra, *Eucinostomus gula* de Celestún, Yucatán, México. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* **45**, 524-536.

MONTEIRO-NETO, C., BLACHER, C., LAURENT, A. A. S., SNIZEK, F. N., CANOZZI, M. B., & TABAJARA, L. (1990) Estrutura da comunidade de peixes em águas rasas na região de Laguna, Santa Catarina, Brasil. *Atlântica* **12**, 53-69.

NAGELKERKEN, I. (2009) Evaluation of Nursery Function of Mangroves and Seagrass Beds for Tropical Decapods and Reef Fishes: Patterns and Underlying Mechanisms. In *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems* pp. 357–399

NORDLIE, F. G. (2003) Fish Communities of Estuarine Salt Marshes of Eastern North America, and Comparisons with Temperate Estuaries of Other Continents. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **13**, 281–325.

OLDEN JD, COMTE L, GIAM X (2018) The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. *NeoBiota* **37**:23.

OLDEN JD, ROONEY TP (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob Ecol Biogeogr* **15**:113-120.

OLIVER, T. H., HEARD, M. S., ISAAC, N. J.B., ROY, D. B., PROCTER, D., EIGENBROD, F., FRECKLETON, R., HECTOR, A., ORME, C. D. L., PETCHEY, O. L., PROENÇA, V., RAFFAELLI, D., SUTTLE, K. B., MACE, G. M., MARTÍNLÓPEZ, B., WOODCOCK, B. A. & BULLOCK, J. M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in ecology & evolution* **30**: 673-684.

OLIVEIRA, E. C. D. (2008) Ictiofauna da face Norte da Ilha Rasa da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná: composição. estrutura da assembleia e reprodução. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 137p.

OLIVEIRA, E. C. D. (2011) A influência de fatores ambientais na estrutura da ictiofauna demersal em um estuário subtropical do Brasil: Efeitos em Micro e em Macro-Escala. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Paraná, Brasil. 122p

OLIVEIRA-NETO, J. F., SPACH, H. L., SCHWARZ, R. & PICHLER, H. A. 2010. Fish

communities of two tidal creeks in the Pinheiros Bay, state of Paraná, Southern Brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 14: 47-54.

ORTEGA, J. C. G. (2014) Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência Em Assembleias de Peixes de Uma Planície de Inundação Neotropical. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá.

OTERO, M. E. B., SPACH, H. L., PICHLER, H. A., QUEIROZ, G. M. L. N. DE, SANTOS, C. & SILVA, A. L. C. DA. (2006) O Uso de Atributos Das Assembléias de Peixes Para Avaliar a Integridade Biótica Em Hábitats Rasos Das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biologica Paranaense* **35**, 69–82.

PASQUAUD, S., VASCONCELOS, R. P., FRANÇA, S., HENRIQUES, S., COSTA, M. J. & CABRAL, H. (2015) Worldwide Patterns of Fish Biodiversity in Estuaries: Effect of Global vs. Local Factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **154**, 122–128.

PASSOS, A. C., CONTENTE, R. F., ABBATEPAULO, F. V., SPACH, H. L., VILAR, C. C., JOYEUX, J. C., CARTAGENA, B. F. C. & FÁVARO, L. F. (2013) Analysis of Fish Assemblages in Sectors along a Salinity Gradient Based on Species, Families and Functional Groups. *Brazilian Journal of Oceanography* **61**, 251–264.

PATRICK CJ, BROWN BL (2018) Species pool functional diversity plays a hidden role in generating  $\beta$ -diversity. *Amer Natural* **191**: 159-170.

PENNISI E (2005) What determines species diversity. *Science* (80- ) 309:90. Peres-Neto, P.R., Olden, J.D. & Jackson, D.A. (2001) Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos* **93**, 110–120.

PESSANHA, A. L. M. & ARAUJO, F. G. 2003. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, **57**: 817-828.

PEZZUTO, P. R., & SILVA, D. (2015) A pesca e o manejo do berbigão (*Anomalocardia brasiliensis*) (Bivalvia: Veneridae) na Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé, SC, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, **34**, 170-189.

PIHL, L., ISAKSSON, I., WENNHAGE, H. & MOKSNES, P. O. (1995) Recent Increase

of Filamentous Algae in Shallow Swedish Bays: Effects on the Community Structure of Epibenthic Fauna and Fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **29**, 349–358.

PINHEIRO, H. T., MARTINS, A. S., ARAÚJO, J. N. & PINTO, A. S. S. 2008. Evidence of seasonal changes in community structure for a coastal ecosystem in the central coast of Brazil, South-West Atlantic. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.*, **89**: 217-224.

PIMM, S.L. (1984) The complexity and stability of ecosystems. *Nature* **307**, 321-326

PORTO, M.M. & TEIXEIRA, S.G. 2002. *Portos e o desenvolvimento*. São Paulo: Lex Editora. 206 p.

POTTER, I. C., TWEEDLEY, J. R., ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2015) The Ways in Which Fish Use Estuaries: A Refinement and Expansion of the Guild Approach. *Fish and Fisheries* **16**, 230–239.

QUEIROZ, G. M. N., SPACH, H. L., SOBOLEWSKI, M. & SCHWARZ, R. 2007. A ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranaguá. *Arq. Ciên. Mar.*, **40**: 80-91.

R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

RABITTO, I., ABILHÔA, V. (1999). A alimentação do bagre *Genidens genidens* Valenciennes, 1839 em um banco areno-lodoso da Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR*, **2**, 143-153.

RESGALLA, C. (2001) Estudo de impacto ambiental sobre a comunidade do zooplâncton na enseada do Saco dos Limões, Baía-Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Atlântica*, **23**, 5-16.

RIBEIRO, G. C., SOETH, M., ANDRADE, V. K., SPACH, H. L. & CATTANI, A. P. 2014. Nycthemeral and monthly occupation of the fish assemblage on a sheltered beach of Baía Norte, Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. *Braz. J. Oceanogr.*, **62**: 209-223.

RIBEIRO, G. C., CATTANI, A. P. HOSTIM-SILVA, M. CLEZAR, L. DOS PASSOS A. C., CARDOSO O. R., & SPACH H. L. (2019) Ichthyofauna marine of the island of Santa

Catarina, southern Brazil: checklist with comments on the species. *Biota Neotropica* **19**: 1-11

RICKLEFS, R.E. (2004) A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecol. Lett.* 7:1–15. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00554.x

RICKLEFS, R.E. (2010) A economia da natureza, 6th ed.

ROCHA, M.L.C.F.D, FERNANDEZ, W.S. & PAIVA FILHO, A.M. 2010 Spatial and temporal distribution of fish in Palmas Bay, Ubatuba, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, **58**, 31-43.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B. & PAES, E. T. 1993. Padrões espaciais e temporais na comunidade de peixes demersais do litoral norte do estado de São Paulo-Ubatuba, Brasil. *Publ. Esp. Inst. Oceanogr.*, **10**: 169-188.

SANCHEZ-LIZASO, J. L., GONI, R., RENONES, O., GARCIA-CHARTON, J. A., GALZIN, R., BAYLE, J. T., SANCHEZ-JEREZ, P., PEREZ-RUZAFÁ, A. & RAMOS, A. A. (2000) Density Dependence in Marine Protected Populations: A Review. *Environmental Conservation* **27**, 144–158.

SCHEFFER, M., CARPENTER, S.R., LENTON, T.M. et al (2012) Anticipating critical transitions. *Science* 338.6105: 344-348.

SCHERER, M.E.G. & ASMUS, L. M. (2016) Gestão Integrada de Áreas Litorais: Governança para os Serviços Ecossistêmicos das Costas e Oceanos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* **38**, 9-11.

SCHETTINI, C. A. F. & SANTOS, M. I. F. (2002) Observação Dos Sedimentos de Fundo de Uma Plataforma Abrigada Sob Influência de Atividade de Dragagem: Saco Dos Limões, Florianópolis, SC. *Notas Técnicas Facimar* **6**, 165–175.

SCHETTINI, C. A. F., PEREIRA FO., J. & SPILLERE, L. (2000) Caracterização Oceanográfica e Biogeoquímica Dos Estuários Dos Rios Tavares e Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. *Notas Técnicas Facimar* **4**, 11–28.

SHEAVES, M., BAKER, R., NAGELKERKEN, I. & CONNOLLY, R. M. (2014) True Value

of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. *Estuaries and Coasts* **38**, 401–414.

SILVA, J.P.C., SANTOS, R.S., COSTA, M.R., & ARAUJO, F.G. (2018) Parâmetros de crescimento e mortalidade de *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1854) capturados no manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, RJ. *Boletim do Instituto de Pesca* **40**,: 657-667.

SILVA-JUNIOR, D. R., CARVALHO, D. M. T. & VIANNA, M. (2013) The catfish *Genidens genidens* (CUVIER, 1829) as a potential sentinel species in Brazilian estuarine waters. *Journal of Applied Ichthyology*, 1-7.

SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. (1991) The Guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **22**, 115–143

SIQUEIRA T, BINI LM, THOMAZ SM, FONTANETO D (2015) Biodiversity analyses: are aquatic ecologists doing any better and differently than terrestrial ecologists? *Hydrobiologia* **750**:5–12.

SOBRAL, F. L. & CIANCIARUSO, M. V. (2012) Estrutura Filogenética e Funcional de Assembléias: (Re)Montando a Ecologia de Comunidades Em Diferentes Escalas Espaciais. *Bioscience Journal* **28**, 617–631.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M. & SCHWINGEL, P. R. (2011) Age and Growth of *Cetengraulis Edentulus* (Clupeiformes: Engraulidae) in a Subtropical Bight of Southern Coast Brazil. *Zoologia* **28**, 297–304.

SPACH, H. L., GODEFROID, R. S., SANTOS, C., SCHWARZ JR, R., & DE QUEIROZ, G. M. (2004). Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of Oceanography*, **52**(1), 47-58.

SPACH, H. L., SANTOS, C. & GODEFROID, R.S. (2003) Padrões temporais na assembléia de peixes da gamboa do Sucur, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **20**: 591-600.

SCHWARZ JR, R., FRANCO, A. C. N. P., SPACH, H. L., SANTOS, C., PICHLER, H. A., & DE QUEIROZ, G. M. L. N. (2018). Variação da estrutura espacial da ictiofauna

demersal capturada com rede de arrasto de porta na Baía dos Pinheiros, PR. *Boletim do Instituto de Pesca* **33**, 157-169.

TERLIZZI A, ANDERSON MJ, BEVILACQUA S, et al. (2009) Beta diversity and taxonomic sufficiency: do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? *Divers Distrib* **15**: 450-458.

TESHIMA FA, MELLO BJG, FERREIRA FC, CETRA M (2016) High  $\beta$ -diversity maintains regional diversity in Brazilian tropical coastal stream fish assemblages. *Fish Manag Ecol* **23**:531–539.

THRUSH SF, HEWITT JE, CUMMINGS VJ, et al. (2010)  $\beta$ -diversity and species accumulation in Antarctic coastal benthos: influence of habitat, distance and productivity on ecological connectivity. *PLoS ONE* **5**(7): e11899.

TITTENSOR DP, MORA C, JETZ W, et al (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature* **466**:1098–1101.

TRINDADE, C.C. (2000) Limites e possibilidades de uma gestão democrática do ambiente urbano: o caso do aterro do Saco dos Limões Florianópolis-SC. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 151 p.

TRINDADE-SANTOS I., FREIRE K.M.F. (2015) Analysis of reproductive patterns of fishes from three large marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science* **2**: 38.

UNIVALI/CTTMar (2012) *Relatório Técnico do Projeto Monitoramento Ambiental da Área de Abrangência das Obras da Via Expressa SC – Sul, Florianópolis/SC*.

VARZINCZAK, L. H. (2014) Análise Por Modelos Nulos Dos Padrões de Coocorrência e Abundância Entre Espécies de Morcegos Em Uma Região de Mata Atlântica. Monografia de Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 79 p.

VASCONCELOS, R. P., HENRIQUES, S., FRANÇA, S., PASQUAUD, S., CARDOSO, I., LABORDE, M. & CABRAL, H. N. (2015) Global Patterns and Predictors of Fish Species Richness in Estuaries. *Journal of Animal Ecology* **84**, 1331–1341



- VEADO, L. & RESGALLA, C. (2005) Alteração Da Comunidade Zooplanctônica Do Saco Dos Limões Após Impacto Das Obras Da via Expressa Sul - Baía Sul Da Ilha de Santa Catarina. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technologic* **9**, 65–73.
- VENABLES WN, RIPLEY BD (2002) Modern Applied Statistics with S. 4th ed.
- VIEIRA, J. P. & MUSIK, J. A. (1994) Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. *Atlântica* **16**, 31–53.
- VILAR, C. C., SPACH, H. L. & JOYEUX, J. C. (2011) Spatial and Temporal Changes in the Fish Assemblage of a Subtropical Estuary in Brazil: Environmental Effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **91**, 635–648.
- VILLÉGER, S., RAMOS MIRANDA, J., FLORES HERNÁNDEZ, D. & MOUILLOT, D. (2010) Contrasting Changes in Taxonomic vs. Functional Diversity of Tropical Fish Communities after Habitat Degradation. *Ecological applications* **20**, 1512–1522.
- WHITFIELD, A. K. & ELLIOTT, M. (2002) Fishes as Indicators of Environmental and Ecological Changes within Estuaries : A Review of Progress and Some Suggestions for the Future. *Journal of Fish Biology* **61**, 229–250.
- WHITFIELD, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev. Fish Biol. Fisher.*, **9**: 151-186.
- WHITFIELD, A. K., ELLIOTT, M., BASSET, A., BLABER, S. J. M. & WEST, R. J. 2012. Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **97**: 78-90.
- WORM, B., BARBIER, E. B., BEAUMONT, N., DUFFY, J. E., FOLKE, C., HALPERN, B. S., JACKSON, J. B. C., LOTZE, H. K., MICHELI, F., PALUMBI, S. R., ET AL. (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* **314**, 787–790.